



Centre National de la  
Recherche Scientifique

Laboratoire écologie fonctionnelle et  
environnement, ÉcoLab

Unité mixte de recherche 5245 Centre National de  
la Recherche Scientifique, Institut National  
Polytechnique de Toulouse, Université Paul  
Sabatier Toulouse III

Responsable projet : Anne PROBST

Tel : 05 34 32 39 42

15 décembre 2011

### Programme PRIMEQUAL 2 / PREDIT

## **VALÉRIANE : VulnérAbiLité des Écosystèmes à l'azote d'oRlgine Atmosphérique- Vers un modèle de charges critiques en N intégrant la protection de la biodiversité végétaLE du territoire français**

*VALERIANE : Ecosystems vulnerability to nitrogen of Atmospheric  
origin-Towards a model of critical loads of Nitrogen integrating  
protection of plant biodiversity in French territory*

Carole OBEIDY, Estelle BORTOLUZZI, Benjamin JAVAUX, Jean-Claude  
GEGOUT, Jean-Luc DUPOUEY, Arnaud MANSAT, Anne PROBST

### **Rapport final Convention n° 09 62C 0073**

Contrat du 10 décembre 2009, Durée 26 mois

Confidentialité :

non   
oui  durée : 2 ans  
renforcée



**Responsable ADEME :**

**Nathalie POISSON**

Agence de l'Environnement et de la Maîtrise de l'Énergie  
27, rue Louis Vicat — 75015 Paris



# Table des matières

<b>Table des matières.....</b>	<b>2</b>
<b>1 Présentation du projet .....</b>	<b>10</b>
1.1 Contexte et enjeux.....	10
1.2 Objectifs .....	11
1.3 Méthodologie .....	12
1.3.1 Quel modèle biogéochimique peut on utiliser en couplage avec un module de végétation pour le calcul des charges critiques en France? (Lot 1).....	12
1.3.2 Comment améliorer les modèles écologiques potentiellement applicables en France ? (Lot 2).....	12
1.3.3 La chaîne de couplage biogéochimie-écologie est elle suffisamment sensible aux variations des entrées abiotiques pour générer une réponse écologique significative? (Lot3).....	13
<b>2 Réalisation du projet.....</b>	<b>14</b>
2.1 Réalisation du lot1 : Evaluation des modèles biogéochimiques disponibles.....	14
2.1.1 Inventaire des modèles biogéochimiques potentiellement utilisables et disponibles pour une modélisation couplée (Lot 1.1).....	14
2.1.2 Réalisation d'une grille d'analyse comparative des modèles biogéochimiques (Lot 1.2).....	14
2.1.3 Analyse comparative des différents modèles biogéochimiques disponibles à partir de la liste complétée (lot 1.3) - cf grille comparative en annexe 3 - .....	14
2.1.4 Lot 1.4 : recommandation d'un modèle pour une utilisation locale (site) et régionale (France entière).....	16
2.2 Réalisation du lot 2 : Analyse et amélioration des modèles écologiques .....	17
2.2.1 Modèle de réponse écologique statistique EcoPlant .....	17
2.2.2 Réalisation d'une première version d'une base des valeurs indicatrices empiriques de la Flore de France (lot 2.2).....	24
2.2.3 Analyse bibliographique sur les valeurs indicatrices et des méthodes de mise en correspondance entre les valeurs indicatrices d'Ellenberg d'N et les variables mesurées d'azote (lot 2.3).....	27
2.2.4 Evaluation comparative de deux approches de modélisation (lot 2.5).....	29
2.2.5 Calibration de l'échelle des valeurs indicatrices empiriques avec les paramètres abiotiques (lot 2.4) .....	31
2.3 Réalisation du lot 3 : Analyse de sensibilité des modèles biogéochimique et écologique ..34	
2.3.1 Etude de la variabilité temporelle des dépôts azotés et de la variabilité spatiale de pH et C/N (Lot 3.2 et 3.3) .....	34
2.3.2 Analyse de sensibilité du modèle biogéochimique ForSAFE (Lot 3.3).....	36
2.3.3 Analyse de sensibilité des deux modèles écologiques (Lot 3.5) .....	56
2.4 Conclusion et perspectives.....	68
2.5 Remerciements :.....	68
<b>Bibliographie .....</b>	<b>70</b>
<b>ANNEXE 1 : séminaire de lancement PRIMEQUAL .....</b>	<b>75</b>
<b>ANNEXE 2 : Sujet de stage de recherche Master 2.....</b>	<b>76</b>
<b>ANNEXE 3 : Grille d'analyse comparative des modèles biogéochimiques .....</b>	<b>78</b>
<b>ANNEXE 4 : Calendrier modifié en fonction de la faisabilité et du décalage lié à la contractualisation.....</b>	<b>83</b>
<b>ANNEXE 5 : Valorisation des résultats de VALERIANE .....</b>	<b>84</b>
<b>ANNEXE 6 : Base de données de valeurs indicatrices empiriques pour la flore française .....</b>	<b>87</b>

## Acronymes

**Ademe** Agence de l'Environnement et de la Maîtrise de l'Énergie.

**ANR** Agence Nationale de la Recherche

**BDGCC** Base de Données Géographiques Charges Critiques.

**BDGveg** Base de Données Géographiques de la VÉGétation de la France.

**Bramm** Biosurveillance des Retombées Atmosphériques Métalliques par les Mousses.

**CATAENAT** Charge Acide Totale d'origine Atmosphérique dans les Ecosystèmes Naturels Terrestres (sous-réseau du réseau Rénécofor (ONF)).

**CCE** Centre de Coordination pour les Effets ou Coordination Centre for Effects, [www.mnp.nl/cce/](http://www.mnp.nl/cce/).

**CDD** Contrat à Durée Déterminée.

**CEE-ONU** Commission Économique des Nations Unies.

**CGS** Centre de Géochimie de la Surface, UMR CNRS/Université Louis Pasteur au sein de l'École et Observatoire des Sciences de la Terre, Strasbourg.

**CNRS** Centre National de la Recherche Scientifique.

**DYNAMO** MODélisation DYNAMique des changements de végétation en réponse aux dépôts atmosphériques d'azote sur les écosystèmes forestiers français en vue du prochain appel à données pour la détermination des charges critiques.

**ÉcoLab** Laboratoire écologie fonctionnelle et environnement, UMR 5245 CNRS/INPT/UPS au sein de l'Observatoire Midi-Pyrénées, Toulouse.

**ÉcoPlant** Banque de données phytoécologiques forestières de l'Engref, [efdp.nancy-engref.inra.fr/bd/ecoplant.htm](http://efdp.nancy-engref.inra.fr/bd/ecoplant.htm).

**EMEP** European Monitoring and Evaluation Programme, [www.emep.int/](http://www.emep.int/).

**EEF** Equipe Ecologie et Ecophysiologie Forestières INRA Nancy

**ENSAT** École Nationale Supérieure d'Agronomie de Toulouse.

**ÉTM** Éléments Traces Métalliques.

**GAW** Global Atmosphere Watch (Meteo-France)

**GIS Sol** Groupement d'Intérêt Scientifique Sol regroupant le Ministère de l'Agriculture et de la Pêche, le Ministère de l'Environnement et du Développement Durable, l'Inra, l'Ifen, l'Ademe et l'IRD, [www.gissol.fr](http://www.gissol.fr)

**GTE** Groupe de Travail sur les Effets ou « *Working Group on Effects* », [www.unece.org/env/wge/welcome.html](http://www.unece.org/env/wge/welcome.html).

**IDMM** Intermediate Dynamic Model for Metal

**INERIS** Institut National de l'Environnement industriel et des RISques.

**INPT** Institut National Polytechnique de Toulouse.

**LerFob** UMR AgroParisTech-ENGREF-INRA "Ressources Forêt-Bois" (LERFoB) - Equipe Ecologie Forestière

**LMTG** Laboratoire des Mécanismes et Transferts en Géologie, UMR CNRS/UPS/IRD au sein de l'Observatoire Midi-Pyrénées, Toulouse.

**MERA** Mesures et évaluation en zone Rurale de la pollution atmosphérique à longue distance (ministère chargé de l'Environnement et Ademe).

**OTAN** Organisation du Traité de l'Atlantique Nord.

**PFN** Point Focal National ou « *National Focal Centre* » (NFC).

**PIC M&C** Programme International de Coopération sur la Modélisation et la Cartographie des limites et charges critiques et des effets de la pollution atmosphérique, des risques et des tendances, [www.icpmapping.org/](http://www.icpmapping.org/).

**PRIMEQUAL** Programme de recherche interorganismes pour une meilleure qualité de l'air à l'échelle locale

**RMQS** Réseau de Mesures de la Qualité des Sols géré par le GIS Sol, [www.gissol.fr/programme/rmqs/rmqs.php](http://www.gissol.fr/programme/rmqs/rmqs.php).

**RENECOFOR** RÉseau National de suivi à long terme des ÉCOsystèmes FORestiers mis en place en 1992 par l'Office National des Forêts, [www.onf.fr/pro/Renecofor](http://www.onf.fr/pro/Renecofor).

**SGBD** Système de Gestion de Bases de Données.

**SIG** Système d'Information Géographique.

**SMB** Simple Mass Balance model (Sverdrup et de Vries, 1994).

**UMR** Unité Mixte de Recherche.

**UPS** Université Paul Sabatier / Toulouse III.

**VALERIANE** Vulnérabilité des écosystèmes à l'azote d'origine atmosphérique - Vers un modèle de charges critiques en N intégrant la protection de la biodiversité végétale du territoire français » financé dans le cadre de l'APR de l'ANR Primequal sur la pollution atmosphérique à longue distance

**VSD+** Very Simple Dynamic model + (Bonten *et al.*, 2009)

# Référencement du contrat

## Références administrative

- Objet : Projet VALÉRIANE : VulnérAbiLité des Écosystèmes à l'azote d'oRIGIne Atmosphérique. Vers un modèle de charges critiques en N intégrant la protection de la biodiversité végétalE du territoire français
- N° du contrat : 09 62C 0073
- Date du contrat : 10/12/2009
- Durée : 26 mois
- Montant total : 227 537 €
- Assiette de l'aide : 125 400 €
- Confidentialité : non

## Responsables Ademe

Dr. Laurence Galsomiès : ingénieur au DSQA, Ademe

**Contributeurs** Dr. Anne Probst, responsable scientifique  
Directeur de Recherche, Centre National de la Recherche Scientifique (CNRS)  
Téléphone : 05 34 32 39 42—Fax : 05 34 32 39 55  
Adresse électronique : anne.probst@ensat.fr

Dr. Carole Obeidy, chef de projet depuis janvier 2011  
Ingénieur de recherche « charges critiques » CNRS  
Adresse électronique : carole.obeydi@ensat.fr  
Téléphone : 05 34 32 39 00 (poste 60 32) - Fax : 05 34 32 39 55

Dr. Estelle Bortoluzzi, chef de projet décembre 2009- 2010  
Ingénieur de recherche « charges critiques » CNRS  
Adresse électronique : estelle.bortoluzzi@ensat.fr  
Téléphone : 05 34 32 39 00 (poste 60 32) - Fax : 05 34 32 39 55

**Au laboratoire Écologie fonctionnelle et environnement, ÉcoLab**  
Campus Ensat-INP, av de l'Agrobiopole, Auzeville-Tolosane BP 32607  
31326 Castanet-Tolosan cedex  
Site internet : [www.ecolab.ups-tlse.fr/](http://www.ecolab.ups-tlse.fr/)

Dr. Jean-Claude Gégout, Professeur, ENGREF-AgroParisTech  
Unité Mixte de Recherche AgroParisTech-ENGREF-INRA "Ressources Forêt-Bois" (LERFoB) -  
Equipe Ecologie Forestière  
14, rue Girardet – CS 14216, F-54042 Nancy Cedex  
Tel : 03 83 39 68 84 — Fax : 03 83 30 22 54  
Email : [jean-claude.gegout@engref.agroparistech.fr](mailto:jean-claude.gegout@engref.agroparistech.fr)

Dr. Jean-Luc Dupouey, Directeur de recherche, INRA-NANCY  
Unité Mixte de Recherche 1137 EEF Ecologie et Ecophysiologie Forestière  
INRA, 54280 Champenoux  
Tel : 03 83 39 40 49— Fax : 03 83 39 40 22  
Email: [dupouey@nancy.inra.fr](mailto:dupouey@nancy.inra.fr)

## Résumé

Les dépôts atmosphériques azotés ont un impact reconnu sur la biodiversité végétale. Dans le cadre de la convention de Genève, des modèles de charges critiques sont utilisés pour évaluer la vulnérabilité des écosystèmes aux polluants atmosphériques à longue distance. Or les modèles de charge critique actuels ne sont pas satisfaisants pour définir, dans l'absolu, des objectifs de protection pour la biodiversité végétale qui est particulièrement sensible aux polluants azotés et acidifiants. Afin d'améliorer la prise en compte des objectifs de protection dans la détermination des charges critiques, une approche couplant modèle biogéochimique et modèle écologique a été proposée au niveau européen. Les premiers travaux sur cette approche de modélisation couplée, montrent que, pour être pertinente, elle doit être adaptée au territoire à évaluer. L'objectif du projet proposé était de réaliser une étude de faisabilité pour le développement d'un modèle couplé de charge critique intégrant la protection de la biodiversité végétale vis-à-vis des dépôts atmosphériques azotés et acidifiants sur le territoire français métropolitain. Cette étude s'est concentrée sur les écosystèmes forestiers. Dans un premier temps, le projet s'est attaché à analyser les modèles biogéochimiques potentiellement utilisables en France et à compléter le modèle écologique Ecoplant en région méditerranéenne afin qu'il couvre au mieux le territoire national. Dans un second temps, il s'est agit d'améliorer un second type de modèle écologique (valeurs indicatrices de type Ellenberg et de Landolt), puis d'évaluer, l'applicabilité des modèles biogéochimique et écologiques retenus avec comme outil une analyse de sensibilité.

**Mots-clés :** pollution atmosphérique longue distance ; dépôts azotés ; forêt ; modélisation couplée ; biogéochimie ; richesse écologique

## Abstract

It is well known that nitrogen atmospheric depositions have an impact on biodiversity. Under the LRTAP convention, critical loads dynamic models are widely used to evaluate the sensitivity of ecosystems to long range transboundary air pollution. However, these models are currently not well developed to respond to the objectives of biodiversity protection. For this reason, a new modelling approach has been proposed at the European scale. It is based on coupling a biogeochemical model to an ecological model. Nevertheless, this coupled modeling approach must be adapted to the territory used for the assessments. The project aimed to test coupled biogeochemical-ecological models for French ecosystems and to integrate biodiversity protection in response to nitrogen depositions over France. This study focused on forest ecosystems. We analyzed different biogeochemical models largely used by the scientific community in order to assess the feasibility of simulations over France. Then, we made some improvements to the statistical ecological model Ecoplant, through the acquisition of Mediterranean floristic and pedological data. Furthermore, a first version of empirical indicator values database for the French species was developed on the basis of Ellenberg et al. and Landolt. Finally, we did a sensitivity analysis in order to evaluate the applicability of the selected biogeochemical and ecological models on French ecosystems.

**Key words:** Long range transboundary air pollution, nitrogen depositions, forest, coupled modelisation, biogeochemical, ecological richness.

## Note de synthèse

Dans le cadre de la Convention de Genève, les effets de la pollution atmosphérique transfrontière et à longue distance sur les écosystèmes sont évalués à travers le concept de charges critiques<sup>1</sup>. Les dépôts azotés constituent aujourd'hui une menace majeure en termes d'acidification et d'eutrophisation des milieux. Ces dépôts atmosphériques ont des impacts importants sur le fonctionnement des écosystèmes et sont considérés comme l'un des facteurs de l'érosion de la biodiversité, plus particulièrement de la biodiversité végétale (de Vries et al., 2007; de Schrijver et al., 2008). Des modèles de charges critiques ont été appliqués (modèles géochimiques à l'état stationnaire ou dynamique, modèle empirique, voir Hettelingh et al. (2008), mais ils ont révélé des limites dans leur application vis à vis des objectifs de protection de la richesse écologique.

Suite au 25<sup>ème</sup> Congrès du PIC Modélisation et Cartographie et de la Task Force du groupe de travail sur les effets de la pollution atmosphérique (UNECE-LRATP), il a été proposé d'appliquer et de tester la modélisation couplée (biogéochimie-écologie) comme nouvelle voie pour déterminer les charges critiques azotées.

Différents types de modélisation géochimique et écologique peuvent être envisagés en vue de ce couplage. Le projet présenté ici a pour but de réaliser une étude de faisabilité pour le développement d'une modélisation couplée biogéochimie-écologie de charge critique azotée sur les écosystèmes français. Le module biogéochimie prédit l'impact des dépôts atmosphériques d'azote sur le fonctionnement biogéochimique du sol et par voie de conséquence l'impact sur la biodiversité grâce à un module de végétation couplé.

Il s'agissait ainsi d'analyser les modèles biogéochimiques utilisés par la communauté scientifique et d'évaluer la faisabilité des simulations à l'échelle de la France. Pour cela, une étude comparative des spécificités de plusieurs modèles au regard des échelles d'application et des données disponibles sur le territoire national a été réalisée. Le modèle biogéochimique ForSAFE (Wallman et al., 2005) a été sélectionné en raison de son aptitude à simuler des processus biogéochimiques complexes et variés sur des écosystèmes forestiers.

De plus, une analyse des modèles écologiques de végétation (statistiques et empiriques) potentiellement applicables en France a été élaborée. Pour le modèle statistique Ecoplant, des améliorations ont été entreprises grâce à l'acquisition de nouveaux relevés floristiques et pédologiques de la zone méditerranéenne intégrés dans la base de données. Ceci a permis d'améliorer l'estimation des valeurs indicatrices quantitatives d'azote pour chaque espèce d'une part, et la prédiction de la présence-absence d'espèces, d'autre part. En ce qui concerne le modèle empirique, un travail minutieux et laborieux de mise en correspondance des bases de données existantes au niveau national (IFN, BioSoil, RENECOFOR, EcoPlant, Ellenberg et Landolt) a été réalisé ici, en particulier au niveau nomenclatural. Ceci constitue une avancée importante puisqu'elle permet une utilisation plus souple des valeurs indicatrices empiriques d'azote et une meilleure interprétation des variations spatiales et temporelles de la végétation.

Par ailleurs, une démarche d'analyse de sensibilité (AS) du modèle biogéochimique sélectionné ForSAFE et du modèle écologique Ecoplant a été élaborée. En effet, deux approches complémentaires qualitative (méthode de Morris) et quantitative (corrélation des rangs) ont été utilisées pour explorer la sensibilité de ForSAFE à ses variables d'entrée. Elles ont permis de mettre en exergue des relations significatives entre des variables d'entrée renseignant l'« humidité du sol » et le « climat » d'une part, et les variables de sortie renseignant l'« azote » dans le sol, d'autre part. Il est donc nécessaire de porter une attention particulière à bien renseigner les variables citées ci-dessus parce qu'elles sont susceptibles d'influencer la qualité des prédictions de ForSAFE. Les dépôts azotés influencent certains paramètres azotés en sortie, en revanche aucun effet significatif de dépôts azotés totaux sur la réponse écologique n'a été décelé. La raison est liée aux limites des deux approches statistiques utilisées dans l'AS. En effet, ces dernières ne prennent pas en compte le fonctionnement dynamique de ForSAFE. Ceci veut dire que l'effet d'une variation dans les dépôts azotés

---

<sup>1</sup> La charge critique est une estimation de l'apport maximal d'azote dans un écosystème n'induisant pas d'effet négatif apparent sur un élément sensible de l'environnement (Nilsson & Grenfelt, 1988)

sur la réponse écologique n'est pas instantané et ne pouvant subvenir qu'à partir d'un certain laps de temps indéfini.

En ce qui concerne l'AS du modèle écologique Ecoplant, deux approches ont été réalisées : (i) la première consiste à analyser l'effet d'une acidification ou d'une eutrophisation du milieu sur la richesse écologique prédite par Ecoplant ; (ii) la seconde, consiste à coupler le modèle ForSAFE au modèle Ecoplant. L'objectif ici était d'analyser la sensibilité d'Ecoplant aux variations de deux variables abiotiques modélisés par ForSAFE : le pH et le rapport C/N du sol. Les résultats ont montré que l'évolution de la richesse écologique (perte ou gain) prédite par Ecoplant dépend étroitement des variations de pH et de C/N malgré la multitude de variables environnementales affectant la réponse écologique végétale. La prédiction de la biodiversité à partir des de deux variables pH et C/N a été cartographiée en première approximation de façon à identifier les zones françaises riches et pauvres en biodiversité. Les milieux prédits particulièrement pauvres en espèces sont la Bretagne, l'Aquitaine, certaines zones du Massif Central, la côte méditerranéenne, et les Vosges. La biodiversité est prédite importante dans le quart nord-est de la France, le Jura, le Nord des Alpes et les Pyrénées.

La base de valeurs indicatrices empiriques pour la flore française a été construite. Cependant, il reste à concevoir un modèle de prédiction de la réponse écologique empirique à partir de cette base de données. Il sera opportun alors de mener une analyse de sensibilité de cette modélisation empirique. Par ailleurs, nous avons proposé une comparaison entre des valeurs indicatrices empiriques et quantitatives afin de calibrer les premières par les secondes. Cependant, la faiblesse des corrélations entre valeurs empiriques et valeurs quantitatives pour la valeur indicatrice de la disponibilité en azote nous a conduits à réaliser cette calibration uniquement pour l'acidité. Les résultats obtenus ont montré qu'un calibrage des valeurs empiriques par des valeurs quantitatives est possible, ouvrant la porte à des perspectives intéressantes en termes de calcul de valeurs indicatrices moyennes par relevé.

D'autre part, une analyse des méthodes de définition de ce qu'est une réponse écologique significative a été réalisée. Les approches pour répondre à cette question restent divergentes. Nous considérons que la disparition brutale et massive d'une espèce ou d'un groupe d'espèces constitue une réponse significative. D'autres évaluent cette réponse par le biais d'une variation dans le pourcentage d'occupation de chaque espèce (Belyazid et al., 2006). Mais il apparaît que la variation dans le pourcentage d'occupation doit être supérieure aux incertitudes liées aux observations (erreurs d'échantillonnage, par exemple) pour que la réponse écologique soit significative. En conséquence, il est nécessaire de combiner étroitement les approches modélisations, observations et aussi expériences en chambres contrôlées afin de bien cerner la définition d'une réponse écologique significative si on veut déterminer des charges critiques azotées les plus adaptées possibles aux différents écosystèmes.

In fine, les résultats obtenus dans le cadre du projet Valériane montre qu'une stratégie de couplage entre modèles biogéochimiques et écologiques est possible et peut être adaptée à la spécificité des écosystèmes français. Une réponse écologique a été obtenue (jusqu'à 10% de perte de recouvrement) en fonction des scénarios de dépôts azotés à échéance 2100. La perspective immédiate est de mieux renseigner les variables en entrée du modèle ForSAFE et d'élaborer une table de végétation avec des valeurs indicatrices quantitatives et empiriques bien calibrées.

**Mots Clés** : Modèle Forsafe, Biogéochimie, biodiversité, végétation, sol, dépôts atmosphériques d'azote, sensibilité.

## Note synthesis

The impacts of Long- Range Transboundary Air Pollution on ecosystems are assessed using critical loads under the UNECE-LRTAP convention. Nitrogen (N) deposition constitutes a major threat in terms of acidification and eutrophication of the natural environments. These atmospheric depositions directly influence ecosystem functioning and they are largely responsible for the erosion of plant biodiversity (de Vries et al. 2007; of Schrijver et al. 2008). Modeling approaches for estimating critical loads were applied such as steady-state, dynamic geochemical models and empirical models (Hettelingh et al., 2008). However, they are highly limited in the assessments of biodiversity sensitivity to atmospheric deposition.

At the 25th Congress of the ICP Modelling and Mapping and following the recommendations of the Working Group on Effects (UNECE-LRATP), it was proposed to implement and to test coupled biogeochemical-ecological models as a valuable approach to determine N critical loads.

Different types of biogeochemical and ecological models can be used for coupling procedures. The project aimed to perform a sensitivity analysis to develop a coupled biogeochemical-ecological modeling of nitrogen critical loads for French ecosystems. The biogeochemical model predicts the impact of N atmospheric deposition on soil variables and consequently on vegetation biodiversity. The ecological response is estimated using a coupled ecological model.

First, we analyzed different biogeochemical models largely used by the scientific community in order to assess the feasibility of simulations over France. For this reason, a comparative study of the characteristics of each model on the basis of data availability was done. The biogeochemical model ForSAFE was selected because of its ability to simulate complex and diverse biogeochemical processes in forest ecosystems.

The ecological models (statistical and empirical), potentially applicable for French ecosystems, were analyzed. Concerning the statistical model Ecoplant, some improvements have been made through the acquisition of floristic and soil data (Mediterranean data mainly) in the database. This has improved: i) the estimation of species nitrogen indicator values, ii) and the prediction of the presence-absence of each species. For the empirical model, a first version of empirical indicator values database for the French species was developed on the basis of existing databases (IFN, BioSoil, RENECOFOR, Ecoplant, Ellenberg and Landolt). This work consisted of two parts: i) homogenization and updating of species taxonomy and ii) comparison between the different empirical indicator values for a given species. This is an important achievement because it allows an easier use of empirical nitrogen indicator values and a better understanding of spatial and temporal variations of vegetation.

Furthermore, a sensitivity analysis (SA) of the selected biogeochemical model ForSAFE and Ecoplant ecological model was developed. For ForSAFE sensitivity analysis, two separate but complementary approaches (qualitative (Morris method) and quantitative (rank correlation)) were used to explore the sensitivity of ForSAFE to its input variables. They highlighted significant relationships between input "soil moisture" and "climate" variables and output soil "N" variables. It is therefore important to better inform the above listed variables in order to improve the ForSAFE outputs predictions. The nitrogen atmospheric deposition variables affect some nitrogen outputs variables; however no significant effect of total nitrogen deposition on the ecological response was detected in our analysis. The reason is probably related to the limits of our statistical approaches because they do not take into account the dynamic functioning of ForSAFE. This means that the effect of nitrogen deposition on the ecological response is not instantaneous and is only detectable on the longterm.

Concerning the ecological model Ecoplant, two approaches were performed: i) the first one was to analyze the effect of acidification or eutrophication processes on the ecological richness predicted by Ecoplant; ii) the second one was to associate ForSAFE model to Ecoplant model. The objective here was to analyze the sensitivity of Ecoplant prediction to the changes in the two abiotic variables: pH and C/N ratio modeled by ForSAFE. The results showed that the evolution of the ecological richness (loss or gain) predicted by Ecoplant is mainly related to pH and C/N variations despite the numerous



environmental variables affecting plant ecological responses. The prediction of biodiversity from the two variables pH and C/N was mapped in order to identify biodiversity variations over France. The results from Ecoplant ecological modeling showed that the Brittany, the Aquitaine, the Massif Central, the Mediterranean coast and the Vosges are considered as areas with low level of biodiversity whereas the north-eastern of France, the Jura, the north of the Alps and the Pyrenees are identified as areas with high level of biodiversity.

The database of empirical indicator values for French species was constructed. However, we need now to design an ecological empirical model in order to predict the plants response from this database. Then it will be appropriate to conduct a sensitivity analysis of the empirical modeling. In addition, we proposed a comparison between empirical and quantitative indicator values in order to adjust the empirical values. However, this calibration was done on acidity indicator values only because of weak correlations between nitrogen empirical and quantitative indicator values. The results showed that it is possible to calibrate empirical values with quantitative ones in order to improve the calculations of average indicator values for each relevé.

Furthermore, the methods for the definition of a significant ecological response were analysed in this project. The approaches used for this purpose are various. We consider that the total disappearance of a single species or a group of species is a significant ecological response. Belyazid et al. (2006) suggest that a variation in 5% of the relative abundance of species is a significant ecological response to determine the critical load. Similarly, there are those who suggest that the variation in the relative abundance of species must be greater than uncertainties related to field observations and measures. Finally, we need to combine modeling approaches, observations and experiences in controlled rooms in order to understand the definition of a significant ecological response if we want to determine the most suitable critical loads for nitrogen.

The results in the Valériane project show that a coupling strategy between biogeochemical and ecological models is possible and can be adapted to the specificity of French ecosystems. It is important to better inform the input variables of the ForSAFE model and to develop an improved new vegetation table with well calibrated quantitative and empirical values.

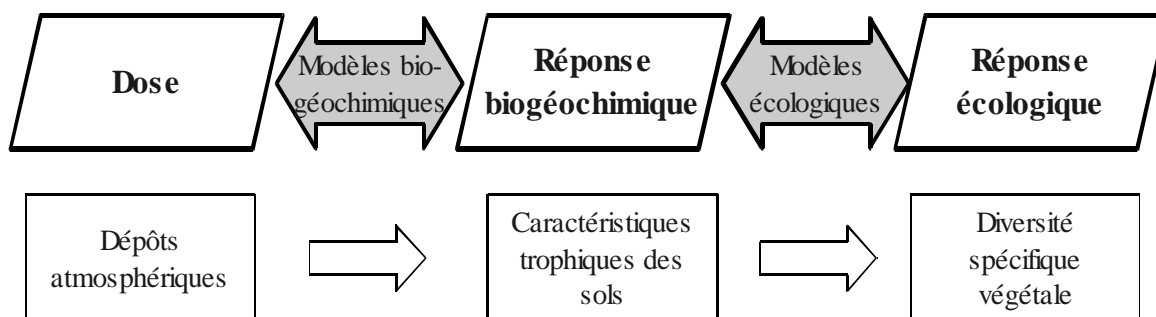
**Key words** : ForSAFE model, biogeochemistry, biodiversity, vegetation, soil, Nitrogen atmospheric deposition, sensitivity

# 1 Présentation du projet

## 1.1 Contexte et enjeux

Les activités humaines ont largement contribué à l'augmentation des émissions d'azote réactif (Nr) dans l'atmosphère sous forme d'espèces réduites ( $\text{NH}_4^+$ ) et oxydées ( $\text{NO}_3^-$ ). L'enrichissement des milieux en espèces azotées a contribué à l'amplification des processus d'acidification et d'eutrophication des écosystèmes terrestres (Galloway et al., 2003 ; de Vries et al., 2007 ; Tarrason and Nyiri, 2008 ; de Schrijver et al., 2008). Transportées dans l'atmosphère sur de très grandes distances, ces substances ont été responsables d'une part, du dépérissement de certaines forêts en Allemagne et en Scandinavie et, d'autre part, de la prolifération d'espèces nitrophiles (Galloway et al., 2003).

Dans le cadre de la Convention de Genève (1979) sur la pollution atmosphérique transfrontière et à longue distance, l'impact de l'Nr sur les écosystèmes est évalué en terme de charges critiques. Pour cela, différents modèles de charges critiques sont actuellement utilisés comme les modèles géochimiques à l'état stationnaire ou dynamique et les modèles empiriques (Hettelingh et al., 2008). Cependant, ils ne sont pas satisfaisants pour définir, dans l'absolu, des objectifs de protection de la richesse écologique. En effet, ils ne prennent en compte l'impact sur les espèces végétales que de manière supposée via des seuils de concentration en solution de sol ou en termes de dépôt. Aussi, des différences dépassant les 400 eq. ha<sup>-1</sup>.a<sup>-1</sup> ont été mises en évidence entre les charges critiques d'N estimées par la modélisation biogéochimique et celles établies par la modélisation empirique pour la moitié des écosystèmes forestiers français (Probst and Leguédois, 2007). Pour cela il est nécessaire d'intégrer l'impact direct des dépôts d'Nr sur la richesse écologique par une approche de modélisation des charges critiques couplant les modèles biogéochimiques et écologiques (Sverdrup et al., 2007 ; de Vries et al., 2007). Cette stratégie repose sur l'hypothèse que les dépôts azotés induisent une modification des caractéristiques biogéochimiques des sols comme le pH et le ratio C/N, par exemple. Ceci entraîne en conséquence une modification de la réponse écologique. Afin de calculer la charge critique d'N, ces modèles dynamiques doivent être utilisés *en mode inverse* c'est-à-dire être en mesure de calculer le dépôt maximal tolérable pour ne pas dépasser les conditions biogéochimiques critiques au-delà desquelles il y a un impact sur la richesse écologique (figure 1).



**Figure 1 : Approche et hypothèse de la modélisation couplée biogéochimie-écologie**

Dans un objectif de détermination des charges critiques d'N, la modélisation couplée consiste :

1. à définir des objectifs de protection de la richesse écologique,
2. à déterminer les conditions trophiques limites pour respecter les objectifs de protection à l'aide d'un modèle écologique,
3. puis à estimer, à l'aide d'un modèle biogéochimique, les dépôts atmosphériques maximaux, i.e. les charges critiques, au-delà desquels les conditions trophiques limites sont dépassées.

Eu Europe, différents types de modélisation couplée ont été développés et testés à l'aide de plusieurs chaînes de simulations numériques (Belyazid et al., 2006 , 2011 ; Sverdrup et al., 2007 ; de Vries et., 2007 ). Cependant, il faut être prudent quant à l'applicabilité de ces modèles hors de leur site d'origine

d'étude. D'où la nécessité de mettre en place une modélisation couplée biogéochimie-écologie adaptée aux écosystèmes nationaux. Nous proposons ici d'analyser les différents modèles « biogéochimique » et « écologique » potentiellement applicables sur le territoire français. Cette analyse se décline en deux volets. Le premier concerne une étude critique des modèles biogéochimiques utilisés par la communauté scientifique. En effet, une revue des principaux modèles est présentée ici afin d'évaluer la faisabilité des simulations à l'échelle de la France. Il s'agit des modèles comme : Smart2 (Kros, 2002), Magic-Model of Acidification of Groundwater in catchments- (Cosby et al., 1985 ; Cosby et al., 2001) ; ForSAFE (Wallman et al., 2005), VSD et VSD+ (Bonten et al., 2009). Il convient dans le cadre de ce projet d'analyser les spécificités de chacun de ces modèles au regard des données disponibles sur le territoire français, de l'échelle d'application (local ou l'ensemble du territoire), des unités de modélisation choisies (site, bassin versant, unité de modélisation des charges critiques... Dans le deuxième volet, nous suggérons d'analyser l'ensemble des modèles écologiques potentiellement utilisables en France. A l'heure actuelle, il en existe deux. Il s'agit du modèle de réponse statistique Ecoplant (Gégout et al., 2005) et du modèle empirique basé sur les indicateurs d'Ellenberg et al. (1992). Ainsi, il a donc été proposé une analyse de ces deux modèles afin de faciliter leur utilisation à l'échelle de la France en couplage avec les modèles biogéochimiques.

Par ailleurs, les modèles couplés de nos jours deviennent de plus en plus complexes (Sverdrup et al., 2007). Ceci est lié à la multiplicité des variables en entrée du modèle. Pour cela, il est nécessaire de déterminer les variables d'entrée les plus influentes et donc celles qui nécessitent d'être mesurées avec beaucoup de précision (Saltelli et al., 2000). D'autre part, il est également important d'identifier celles qui sont, au contraire, moins influentes. Il sera possible alors de les fixer à leur valeur moyenne par exemple ou de les supprimer. Cela peut rendre le modèle plus « léger » avec moins de variables d'entrée (Saltelli et al., 2000).

Pour tous ces arguments, il a été proposé dans le cadre de ce travail une analyse de sensibilité des modèles biogéochimiques et écologiques sélectionnés lors de la première étape du travail afin d'alléger les modèles d'une part, et d'autre part, d'appréhender leur fonctionnement interne.

Le projet présenté fait ainsi suite aux nouveaux développements de modélisation dynamique exposés aux 19<sup>ème</sup> (en 2009) et 20<sup>ème</sup> (en 2010) réunions de travail du CCE<sup>1</sup>. Lors de ces réunions, il a été montré qu'une méthodologie d'estimation des charges critiques basée sur l'approche de modélisation couplée est appropriée et démontrée comme applicable.

## **1.2 Objectifs**

L'objectif du projet Valériane est de réaliser une étude de faisabilité pour le développement d'un modèle de charge critique intégrant la protection de la richesse écologique sur le territoire français métropolitain. Cette étude préliminaire se concentre sur les écosystèmes forestiers qui représentent 87 % des écosystèmes semi-naturels français. Ces écosystèmes sont considérés comme les plus sensibles aux dépôts atmosphériques de contaminants, notamment azotés. Ces derniers sont les milieux les mieux caractérisés grâce notamment à l'Inventaire Forestier National (IFN) et au Réseau national de suivi à long terme des écosystèmes forestiers RENECOFOR.

L'évaluation de la faisabilité des simulations à l'échelle du territoire français nécessite de déterminer en premier lieu les variables et les paramètres nécessaires au fonctionnement du modèle. Aussi, la disponibilité des données d'entrée et leur variabilité sur l'ensemble du territoire est un enjeu crucial. A ceci s'ajoute la pertinence des simulations vis-à-vis des processus actifs sur le territoire, l'ergonomie des simulations pour une utilisation à large échelle, etc...

Dans le cadre du projet, il s'agit plus particulièrement :

**Lot 1** : d'évaluer l'applicabilité des modèles biogéochimiques disponibles.

---

<sup>1</sup> CCE : Centre de Coordination pour les Effets, localisé au Pays-Bas, en charge du recueil des données de charges critiques établies par les différents pays, à des fins de cartographie des charges critiques en polluants atmosphériques à l'échelle européenne.

**Lot 2 :** d'analyser les deux modèles écologiques potentiellement utilisables sur le territoire national, à savoir le modèle EcoPlant (Gégout et al., 2005) et des indicateurs empiriques de la réponse écologique des plantes basés notamment sur les travaux d'Ellenberg et al. (1992) et étudier les fonctions dose-réponse biogéochimique-réponse écologique.

**Lot 3 :** de réaliser une étude de sensibilité de la modélisation biogéochimique et écologique

### ***1.3 Méthodologie***

Les questions scientifiques qui en découlent sont les suivantes:

1. Quel modèle biogéochimique peut on utiliser en couplage avec un module de végétation pour le calcul des charges critiques azotées en France?
2. Comment améliorer les modèles écologiques potentiellement applicables en France ?
3. La chaîne de couplage biogéochimie-écologie est elle suffisamment sensible aux variations des entrées abiotiques pour générer une réponse écologique significative ?

Les réponses à ces questions permettront d'améliorer le calcul des charges critiques pour la France.

#### ***1.3.1 Quel modèle biogéochimique peut on utiliser en couplage avec un module de végétation pour le calcul des charges critiques en France? (Lot 1)***

Pour répondre à cette question, nous avons proposé de :

- 1- lister les différents modèles biogéochimiques utilisables et disponibles pour une modélisation couplée en se référant aux publications scientifiques dans ce domaine ;
- 2- réaliser une analyse comparative des modèles biogéochimiques. Cette comparaison est présentée sous forme d'une grille où tous les éléments suivants seront analysés : variables, spatialisation, disponibilité des données, utilisation en mode inverse, ergonomie... ;
- 3- recommander un modèle pour une utilisation locale à l'échelle d'un site.

#### ***1.3.2 Comment améliorer les modèles écologiques potentiellement applicables en France ? (Lot 2)***

Dans cette partie du projet, nous suggérons une amélioration du modèle écologique statistique Ecoplant et une construction d'une base de valeurs indicatrices empiriques pour la France de type Ellenberg et al. (1992) et Landolt (1979). Il s'agit ici de présenter deux approches complémentaires pour la modélisation de la réponse écologique en vue d'élaborer un modèle écologique adapté à la France. Ecoplant est un système d'information phytoécologique pour les forêts françaises développé par Gégout et al. (2005), partenaire du projet Valériane. C'est donc principalement avec lui que se développe cet axe du lot 2. Quant à l'analyse du modèle de réponse empirique elle est menée conjointement avec Jean-Luc Dupouey de l'équipe Ecologie et Ecophysiologie Forestière de l'INRA de Nancy.

Afin d'apporter une réponse adéquate à la question soulevée, nous proposons de :

- 1 réaliser de relevés phytoécologiques en zone méditerranéenne et de les intégrer à Ecoplant ; L'objectif ici est d'enrichir la base de données Ecoplant avec l'acquisition de nouveaux relevés écologiques et pédologiques jusqu'ici manquants dans cette zone à richesse écologique importante ;
- 2 construire une première version d'une base de valeurs indicatrices empiriques de la Flore de France ; L'objectif prioritaire de cette partie est de pouvoir calculer des valeurs indicatrices écologiques

- d'Ellenberg et al. et de Landolt et al. pour chacun des relevés présents dans les bases de relevés existants et accessibles dans le cadre de ce projet (IFN, BioSoil, RENECOFOR, Ecoplant) ;
- 3 réaliser une analyse bibliographique sur les valeurs indicatrices et des méthodes de mise en correspondance entre les valeurs indicatrices d'azote d'Ellenberg et les mesures d'azote dans le sol ;
  - 4 calibrer l'échelle des valeurs indicatrices empiriques avec des variables abiotiques mesurées;
  - 5 évaluer les deux approches de modélisation.

### ***1.3.3 La chaîne de couplage biogéochimie-écologie est elle suffisamment sensible aux variations des entrées abiotiques pour générer une réponse écologique significative? (Lot3)***

A l'issue de l'analyse comparative des différents modèles géochimiques et des améliorations apportées aux modèles écologiques, une analyse de sensibilité s'impose afin i) d'étudier la sensibilité du modèle géochimique sélectionné à une variabilité de ses entrées et ii) de démontrer si la chaîne de couplage biogéochimie-écologie est suffisamment sensible à ses entrées pour générer une réponse écologique significative. Plusieurs questions se posent :

- les dépôts atmosphériques azotés entraînent-ils une variation modélisée significative des paramètres abiotiques pour générer une réponse écologique en sortie des modèles couplés ?
- les variables abiotiques mesurées comme pH et C/N par exemple, induisent elles des variations significatives de la réponse écologique en sortie des modèles écologiques ?

La procédure consiste en :

- une étude de la variabilité des dépôts azotés et des variables abiotiques pH et C/N. En effet, il s'agit ici de caractériser i) la variabilité spatio-temporelle des dépôts azotés réduits et oxydés qui proviennent des simulations numériques produites par le modèle EMEP (Schöpp et al., 2003) et ii) la variabilité spatiale du pH et C/N. Ces derniers proviennent de la base de données Ecoplant.
- une analyse de la sensibilité du modèle géochimique et de la chaîne de couplage biogéochimie-écologie. L'objectif ici est d'identifier les variables les plus influentes nécessitant ainsi un meilleur renseignement. De même, il sera possible d'identifier les variables les moins influentes. Ces dernières peuvent être ainsi supprimées afin « d'alléger » le modèle.
- une analyse de la chaîne de couplage biogéochimie et Ecoplant. Cette partie vise à tester une procédure de couplage entre un modèle biogéochimique et Ecoplant afin de prédire à partir de deux variables abiotiques pH et C/N la probabilité de présence d'espèces. L'objectif de cette partie est de savoir si la réponse écologique prédite par Ecoplant est sensible aux variations de dépôts en entrée du modèle biogéochimique.

## **2 Réalisation du projet**

### ***2.1 Réalisation du lot1 : Evaluation des modèles biogéochimiques disponibles***

Le lot 1 correspond à l'analyse des modèles biogéochimiques et il a été réalisé en 4 étapes qui sont les suivantes :

- réalisation de l'inventaire des modèles biogéochimiques potentiellement utilisables et disponibles pour une modélisation couplée (Lot 1.1)
- élaboration d'une grille d'analyse comparative des modèles biogéochimiques (Lot 1.2)
- comparaison des différents modèles biogéochimiques disponibles à partir de la liste complétée (lot 1.3)-cf grille comparative en annexe 3-

#### ***2.1.1 Inventaire des modèles biogéochimiques potentiellement utilisables et disponibles pour une modélisation couplée (Lot 1.1)***

Ce lot a été finalement effectué courant avril 2010 afin de pouvoir concilier le lot 1.2 avec la possibilité de prélever sur le terrain en région méditerranéenne pour Ecoplant (lot 2.1), comme déjà précisé.

Quatre modèles potentiellement utilisables et disponibles pour une modélisation couplée et pour une utilisation en mode inverse, avaient été listés lors du dépôt du projet et les recherches bibliographiques complémentaires n'ont pas permis de trouver d'autres modèles pouvant être utilisés (de Vries et al., 2007) :

- ForSafe (Wallman et al., 2005)
- Smart2 (Ahonen et al., 1998 ; Rankinen et al., 2001)
- MAGIC 7 (Cosby et al., 2001)
- VSD+ (Bonten et al., 2009)

#### ***2.1.2 Réalisation d'une grille d'analyse comparative des modèles biogéochimiques (Lot 1.2)***

Pour les 4 modèles biogéochimiques potentiellement utilisables dans un modèle couplé et également en mode inverse, la grille d'analyse comparative qui a été finalisée dans le courant du mois de septembre 2010 (voir annexe 3) comprend l'ensemble des paramètres d'entrée et de sortie avec leur descriptif et les unités, le domaine spatial de modélisation.

Elle sert de base pour déterminer quels modèles pourraient être applicables au territoire français, en prenant en compte également la pertinence des variables d'entrée et de sortie, leur disponibilité, l'ergonomie des simulations.

#### ***2.1.3 Analyse comparative des différents modèles biogéochimiques disponibles à partir de la liste complétée (lot 1.3) - cf grille comparative en annexe 3 -***

Les modèles sélectionnés peuvent être regroupés en deux catégories :

- les modèles à l'échelle des bassins versants, intégrant les eaux de surface :
  - o SMART2
  - o MAGIC7
- les modèles centrés sur les processus biogéochimiques terrestres :
  - o VSD+
  - o ForSAFE

L'objectif principal du couplage modèle biogéochimique-modèle écologique est de se focaliser sur l'impact des dépôts azotés sur la biodiversité végétale forestière. Il est ainsi prévu de tester et d'appliquer ces modèles à

l'échelle de placettes forestières bien renseignées. SMART2 et MAGIC7 ont tous deux pour domaine de spatialisation le bassin versant et ils intègrent l'impact de ces dépôts sur les eaux de surface.

L'intégration d'un module eaux de surface nécessite des données d'entrée supplémentaires qui ne sont pour le moment pas insérées à la base de données charges critiques.

Pour l'ensemble de ses raisons, les modèles SMART2 et MAGIC 7 ont été écartés et ne seront donc pas étudiés ensuite plus en détails.

Les deux modèles restants, VSD+ et ForSAFE permettent eux de travailler à l'échelle de placettes forestières et simulent les processus biogéochimiques dans le sol en lien avec la végétation arborée dominante du site, gérée pour l'exploitation forestière. Il sont tous les deux déjà couplés à un module de végétation dit « VEG » (Posch et Reinds, 2009 ; Belyazid et al., 2006, 2001). Ils offrent ainsi la possibilité de travailler en mode inverse afin de déterminer les charges critiques à partir des conditions trophiques limites.

VSD+ est conçu pour simuler les processus d'acidification des sols non calcaires (Posch et Reinds, 2009). La simulation des variables chimiques du sol dépend : i) des données de dépôts atmosphériques azotés et soufrés, ii) de leurs immobilisations nettes dans les sols (assimilations par la biomasse microbienne et végétale et adsorptions sur les phases porteuses du sol), iii) des processus de dénitrification et des interactions géochimiques (la pression partielle de CO<sub>2</sub>, les processus d'altération des minéraux, d'échanges de cations et d'exsudations d'anions organiques...) (Posch et Reinds, 2009). VSD+ permet ainsi de prédire les concentrations de l'aluminium échangeable [Al<sup>3+</sup>], des protons [H<sup>+</sup>] et des cations basiques [Bc]. De plus, les cycles de carbone et de l'azote sont aussi modélisés (Posch et Reinds, 2009 ; Bonten et al., 2011). Par ailleurs, VSD+ fonctionne au pas de temps annuel et ne considère pas les variations saisonnières. Il s'agit d'un modèle simple compatible avec le modèle « SMB (Simple Mass Balance) ». En effet, il néglige i) l'effet tampon des carbonates de calcium dans des sols, ii) l'adsorption des sulfates et la complexation de l'Al, iii) le lessivage des ammoniums (NH<sub>4</sub><sup>+</sup>) (Posch et Reinds, 2009).

Par ailleurs, VSD+ nécessite moins de données d'entrée que ForSAFE car les caractéristiques du sol y sont intégrées sous la forme d'un horizon composite (les 30 premiers centimètres, profondeur généralement préconisée dans l'étude des charges critiques comme objectif de protection des écosystèmes).

Ce modèle permet ainsi de travailler sur des sites nombreux, offrant de fait l'opportunité de spatialiser la modélisation et de l'étendre à l'échelle nationale.

VSD+ a également une interface graphique assez ergonomique et conviviale permettant une mise en place plus intuitive et rapide des simulations. Cependant, c'est un modèle en cours de développement.

Le Point Focal National Charges Critiques du PIC Modélisation et Cartographie a été sollicité au printemps par le CCE<sup>3</sup> pour effectuer des tests sur ce modèle pour améliorer son développement. Les tests ont permis de mettre en évidence la nécessité de certaines améliorations du modèle, notamment la prise en compte de la gestion forestière, avec l'exportation de matière organique hors de l'écosystème forestier considéré lors d'une coupe forestière et des disparités des caractéristiques des sols et de la végétation.

Des améliorations sont en cours pour de prochains tests prévus lors du prochain appel à données du CCE en mars 2011.

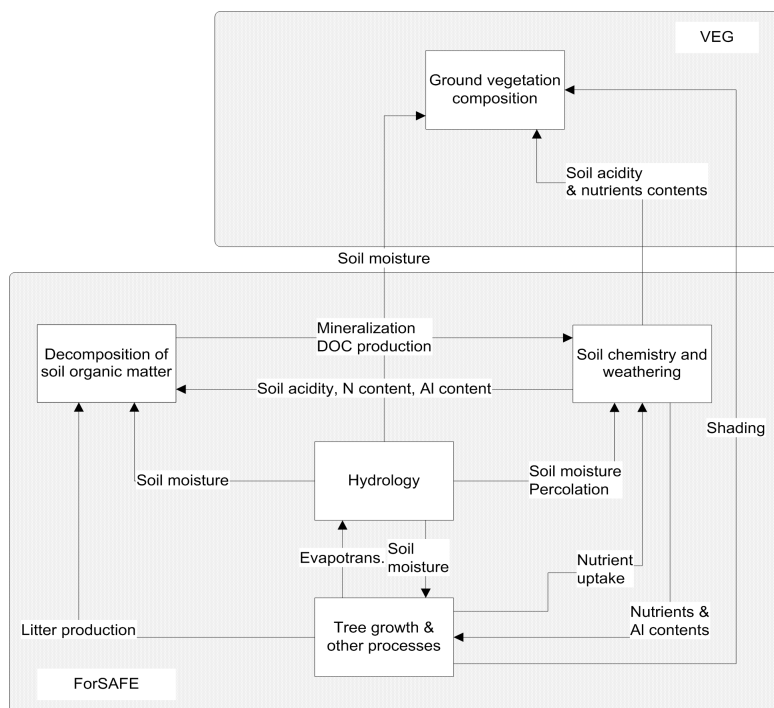
ForSAFE, quant à lui, est un modèle développé en Suède, testé et amélioré depuis plusieurs années (Belyazid et al., 2006, 2011). Il est conçu pour simuler i) les cycles de carbone, de l'azote (N), des cations basiques, de l'eau dans les écosystèmes forestiers, ii) l'acidité du sol et la mobilité de l'aluminium (Al<sup>3+</sup>) (Belyazid et al., 2006, 2011). En utilisant ForSAFE à pas de temps mensuel, nous pouvons estimer au niveau parcellaire, le taux d'altération des cations basiques, l'humidité du sol, les concentrations d'éléments variés en solution de sol, les flux d'accumulation d'N et des cations basiques par les plantes, la décomposition et la minéralisation de la litière, les taux de photosynthèse et de croissance (Belyazid et al., 2006, 2011). Les données d'entrées et de sorties de ForSAFE sont plus nombreuses que celles de VSD+ car ForSAFE considère le sol dans ses différents horizons. Cela permet de mieux analyser les sorties en fonction des sites mais réduit le nombre de sites pour lesquels on peut l'appliquer du fait de la complexité des processus pris en compte et du nombre de données à renseigner.

Pour pouvoir valider ForSAFE, il s'agit donc de travailler avec les sites RENECOFOR sur lesquels le plus de paramètres sont mesurés (niveau 3 du sous-réseau CATAENAT (Ulrich et al (1998)) associés à une analyse minéralogique totale du sol acquise de manière indépendante sur les mêmes sites au cours de travaux de recherche, notamment des thèses de Party (1999) et Hernandez (2003).

---

<sup>3</sup> CCE : Centre de Coordination pour les Effets, localisé au Pays-Bas, en charge du recueil des données de charges critiques établies par les différents pays, à des fins de cartographie des charges critiques en polluants atmosphériques à l'échelle européenne.

ForSAFE est un modèle sans interface graphique et dans lequel l'implémentation des données est brute, cependant des scripts ont été développés au printemps en collaboration avec les chercheurs suédois afin d'entrer les données pour plusieurs sites et de faciliter les simulations pour un grand nombre de sites. La figure 2 représente le modèle couplé ForSAFE-VEG d'après Wallman et al. (2005).



**Figure 2 : Représentation simplifiée du modèle ForSAFE-VEG. Les deux grands rectangles représentent ForSAFE (en bas) et VEG (en haut). Les petits rectangles à l'intérieur correspondent aux différents modules (de bas en haut) : Croissance des arbres, Hydrologie, Décomposition, Chimie du sol et altération et la Composition de la végétation. Les flèches représentent les différents processus biogéochimiques pris en compte dans ForSAFE-VEG (Wallman et al., 2005)**

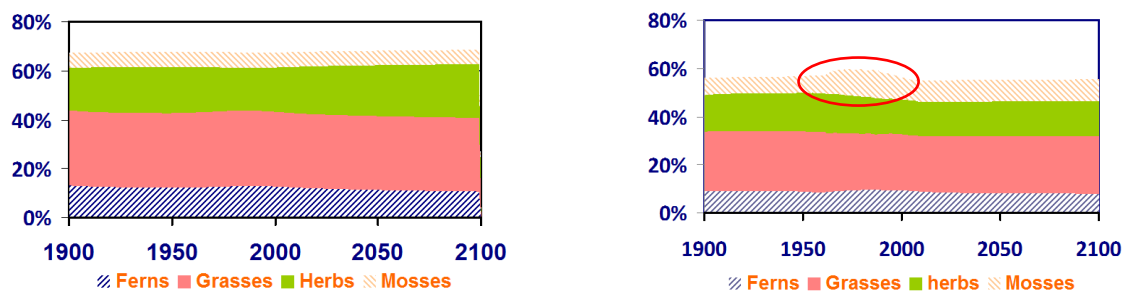
### **2.1.4 Lot 1.4 : recommandation d'un modèle pour une utilisation locale (site) et régionale (France entière)**

Suite à la présentation des 4 modèles potentiellement utilisables, au cours de la réunion technique de Valériane le 23 septembre 2010, il a été décidé de confronter les résultats des simulations de la réponse écologique des deux modèles ForSAFE et VSD+. Cette démarche a permis de sélectionner le modèle le mieux adapté aux forêts françaises. Par la suite, une analyse de sensibilité a été ainsi appliquée au modèle retenu. Rappelons que ForSAFE et VSD+ sont déjà liés à un module écologique VEG (Belyazid et al., 2006, 2011 ; Posch et Reinds, 2009). Ces associations ont été réalisées dans l'objectif de prédire le changement dans l'occupation de la végétation en réponse à des variations de facteurs environnementaux (climat, dépôts atmosphériques, gestion forestière, pâturage...) (Belyazid et al., 2006, 2011). En effet, VEG utilise les sorties de ForSAFE et de VSD+ (caractéristiques physico-chimiques de la solution du sol, humidité du sol...) et fournit des informations sur l'accumulation de nutriments par la végétation, l'abondance relative de chaque espèce... L'estimation de l'occupation de la végétation est basée sur la réponse individuelle de chaque espèce végétale à i) l'azote en solution du sol ii) l'acidité du sol ( $[H^+]$ ,  $[BC^{2+}]$ ,  $[Al^{3+}]$ , iii) l'intensité de la lumière au niveau du sol, iv) l'humidité du sol, la température du sol ( $^{\circ}C$ ) et v) la compétition entre les plantes pour la lumière et la compétition pour l'eau et les nutriments.

Par ailleurs, la cellule charge critique s'est investie dans le cadre des projets complémentaires à Valériane (voir le projet DYNAMO I) d'apporter des améliorations au module VEG. En effet, les travaux ont permis d'enrichir la base de données de végétation par l'ajout de plus de 200 espèces françaises et de renseigner les valeurs indicatrices correspondantes

La figure 3 présente les variations du pourcentage d'occupation (%) des grands groupes de plantes (ptéridophytes, graminées, herbes et bryophytes) dans l'intervalle de temps [1900-2100] après l'exécution des deux modèles ForSAFE-VEG (droite) et VSD+-VEG (gauche) sur un site forestier français (ex. CHS41).





**Figure 3 : Evolution du pourcentage d'occupation (%) des grands groupes d'espèces dans l'intervalle de temps [1900-2100] sur CHS41 pour VSD+-VEG (gauche) et ForSAFE-VEG (droite)**

Les résultats obtenus montrent que contrairement à VSD+, ForSAFE prédit une légère augmentation dans le pourcentage d'occupation des mousses autour des années 80. Cette année étant caractérisée par un flux important de dépôts azotés et soufrés lié aux activités industrielles. ForSAFE est donc plus sensible aux variations de dépôts azotés et soufrés que VSD+. Ce dernier reste toutefois un modèle en pleine émergence, nécessitant encore des tests de calibration et de validation. ForSAFE, quant à lui, est déjà utilisé depuis plusieurs années et il a été testé, calibré et validé sur plusieurs sites en Europe (Belyazid et al., 2006, 2011).

Pour toutes ces raisons, il semblait prématuré d'effectuer une analyse de sensibilité sur un modèle en évolution comme VSD+. Ainsi, même si ForSAFE s'applique à une échelle plus locale, l'analyse de sensibilité de ce modèle permettra de cerner les données d'entrée les plus influentes sur les sorties et pourrait même permettre à terme de réduire le nombre de données d'entrée si certaines s'avèrent difficiles à acquérir en ayant peu d'impacts sur les sorties du modèle.

## 2.2 Réalisation du lot 2 : Analyse et amélioration des modèles écologiques

Le lot 2 permet l'analyse de deux méthodes complémentaires de modélisation écologique à l'échelle de la France :

- Le modèle de réponse écologique statistique EcoPlant,
- Un modèle de réponse empirique basé sur des indicateurs de type Ellenberg (Ellenberg et al., 1992).

### 2.2.1 Modèle de réponse écologique statistique EcoPlant

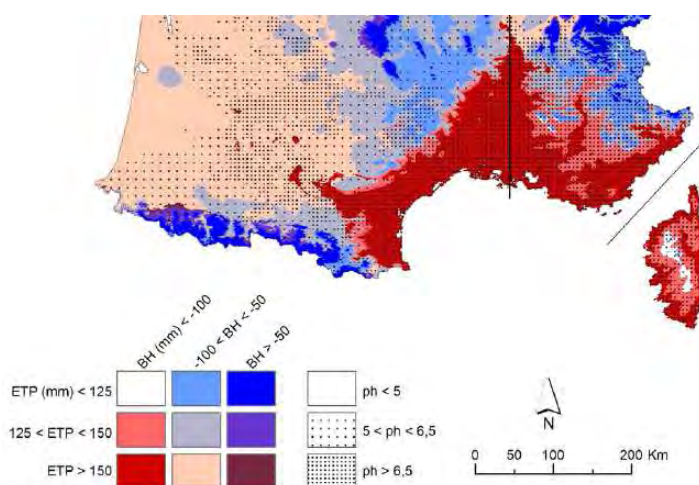
EcoPlant est une base de données développée à AgroParisTech dans le laboratoire d'Etude des Ressources Forêt-Bois (LERFoB) (Gégout et al., 2005). Elle rassemble actuellement plus de 7000 relevés phytoécologiques à l'échelle de la France. Elle a été créée pour compléter les bases de données existantes et analyser la distribution des espèces végétales en fonction des principales conditions et ressources du milieu. Chaque relevé, localisé dans l'espace et positionné dans le temps, s'étend généralement sur 400 m<sup>2</sup> et comprend un inventaire des espèces végétales présentes sur le site, ainsi que des variables écologiques susceptibles d'expliquer la distribution des espèces et des unités de végétation. Les variables écologiques proviennent de mesures réalisées sur les sites (conditions microclimatiques du site, description du sol, etc.), d'analyse d'échantillons de sol en laboratoire après prélèvement sur le terrain (variables chimiques et physiques) et de données climatiques spatialisées extraites sous système d'information géographique.

EcoPlant associe donc des données de végétation et des données de variables écologiques. Pour cela, il est tout à fait possible d'analyser de façon formalisée et quantitative le lien entre les espèces et les variables écologiques en calculant la probabilité de présence des espèces le long des gradients écologiques. EcoPlant permet ainsi de modéliser le comportement écologique (ou la réponse écologique) des espèces et des communautés à grande échelle et de prédire l'évolution des écosystèmes forestiers français dans le contexte actuel de changements globaux, dont les dépôts atmosphériques sont partie prenante.

### 2.2.1.1 Echantillonnage des placettes EcoPlant

Les relevés d'EcoPlant ont des origines variées ; ils proviennent du réseau national RENECOFOR et du réseau européen de suivi des dommages forestiers, d'une vingtaine de thèses ou DEA, et d'une centaine de typologies de stations forestières, qui ont commencé en 1980 et couvrent 2/3 du territoire français (Gégout et al., 2005). EcoPlant couvre toute la France, cependant la moitié nord est mieux représentée et la densité de relevés sur le massif vosgien est particulièrement importante (Gégout, 2006).

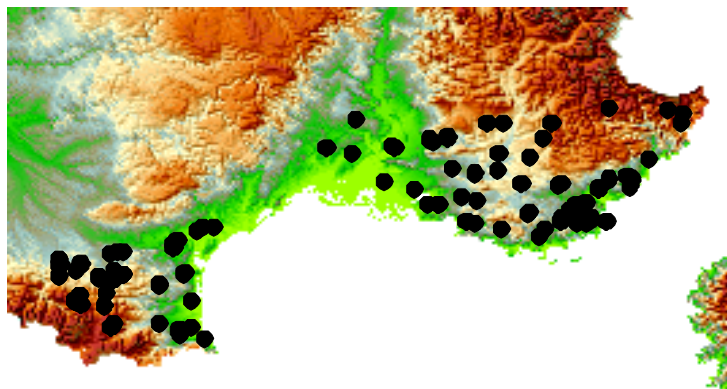
Des relevés ont été effectués en 2010 en région méditerranéenne dans le cadre du projet VALÉRIANE pour compléter le manque de données dans le sud de la France. Les placettes réalisées dans cette région ont été sélectionnées de façon à être régulièrement réparties le long des trois principaux gradients qui structurent la végétation forestière : les gradients énergétique, représenté par l'évapotranspiration potentielle de mars à mai, hydrique représentée par le bilan hydrique P-ETP du mois le plus chaud (juillet) et nutritionnels représentées par le pH de l'horizon A du sol. La combinaison des classes de ces trois variables dans la région méditerranéenne est visible sur la Figure 4.



**Figure 4: Strates d'échantillonnages utilisées pour sélectionner les placettes EcoPlant réalisées dans le cadre du projet Valeriane en fonction de l'ETP (Evapo-Transpiration Potentielle), le BH (Bilan Hydrique) et le pH**

De façon à être complémentaires des placettes déjà présentes dans EcoPlant, les nouvelles placettes échantillonnées ont été réparties essentiellement dans les strates climatiques les plus chaudes et sèches de France de bilan hydrique de juillet inférieur à 100 mm et d'ETP>125 mm. De plus, un nombre important de placettes ont été sélectionnées dans les massifs siliceux des Maures et de l'Esterel (non identifiés sur la Figure par des pH faibles) de façon à échantillonner un nombre suffisant de relevés en conditions « acides » au sein du contexte méditerranéen essentiellement calcaire. La définition des strates environnementales ayant été réalisée, des placettes ont été prépositionnées sous SIG en priorité dans les forêts domaniales grâce à Corine Land Cover qui fournit l'occupation du sol sur l'ensemble de la France et à une couverture des forêts domaniales françaises. Ce sont ces placettes qui ont été échantillonnées lors de la phase de terrain du printemps 2010.

Au total, ce sont 114 placettes qui ont été relevées (Figure ) en région méditerranéenne du 27/04/2010 au 11/06/2010. La prise de données sur le terrain a occupé l'équivalent de 9 mois temps/homme et un total d'environ 28 000 km a été effectué. La position géographique des placettes a été relevée au GPS (matériel trimble). La taille des placettes de 400 m<sup>2</sup> a été contrôlée précisément au télémètre. Les variables relevées sur chaque placette concernent leurs conditions écologiques, édaphiques et floristiques.



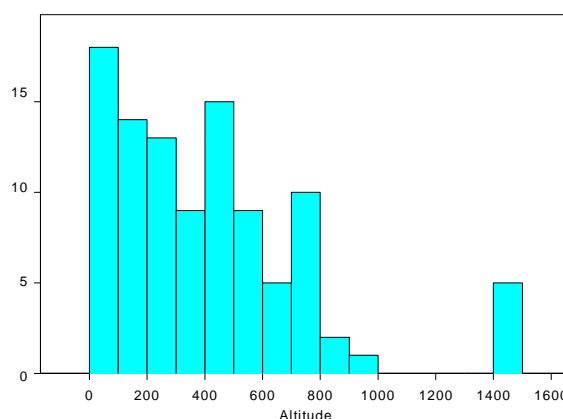
**Figure 5 : Localisation des placettes EcoPlant relevées en région méditerranéenne**

Les principales conditions écologiques enregistrées sont l'altitude, la topographie, la pente, l'exposition, la géologie.

Les principales conditions de sols ont été relevées à l'échelle du profil et à celle de l'horizon A. A l'échelle du profil, les principales variables renseignées sont : le nom du sol et de l'humus, les profondeurs d'apparition d'hydromorphie faible, moyenne, et forte, la profondeur d'effervescence pour détecter la présence de calcaire, et les profondeurs d'enracinement faible, moyen, important et très important. Un échantillon de chaque horizon du sol a été prélevé pour réaliser des analyses en laboratoire. Toutes les variables physiques et chimiques importantes pour les plantes ont été analysées : granulométrie de 5 fractions (argile, limons fins et grossiers, sables fins et grossiers), teneur en pierres, pH eau et KCl, teneur en carbone et azote, en éléments échangeables au pH du sol (Ca, Mg, K, Na, Fe, Mn, Al, H), capacité d'échange cationique, phosphore selon les méthodes Duchaufour et Olsen.

En ce qui concerne la végétation, le relevé du couvert des différentes strates verticales (arborée, arbustive, herbacée, muscinale) a été effectué. Enfin, un inventaire floristique complet a été réalisé sur les 400 m<sup>2</sup>.

La distribution des altitudes des placettes réalisées est indiquée dans la Figure 6. La plupart des placettes ont été réalisées à des altitudes faibles le plus souvent inférieures à 500m. Cependant, un quart des placettes a été réalisé à des altitudes supérieures à 560 m.



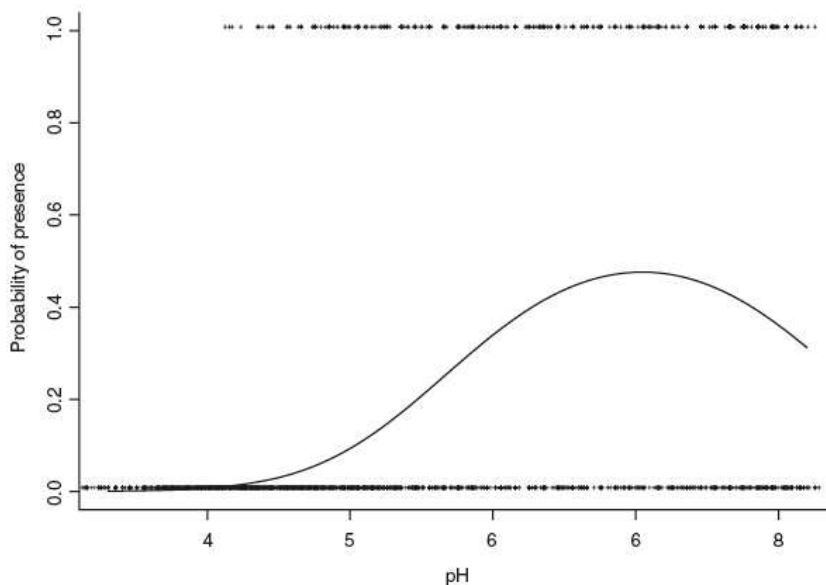
**Figure 6 : Distribution des altitudes des placettes EcoPlant échantillonnées dans le cadre du projet Valériane**

A l'automne 2010, l'ensemble des données floristiques et écologiques ont été saisies. Les 188 échantillons prélevés dans les deux premiers horizons des sols et les 28 horizons correspondant aux horizons profonds ont été analysés par le laboratoire d'analyse des sols de l'INRA d'Arras. Les données saisies ont été vérifiées, harmonisées et mises en forme dans le format EcoPlant.

À ce jour, les relevés EcoPlant se positionnent sur les écosystèmes forestiers méditerranéens, océaniques et semi continentaux, collinéens et montagnards.

### 2.2.1.2 Mise en relation espèces-milieu et choix des variables de milieux explicatives de la présence des espèces

La régression logistique, une méthode paramétrique couramment utilisée pour prédire et modéliser la probabilité de présence des espèces en fonction des variables écologiques (Austin et al., 1984), a été utilisée pour modéliser la réponse écologique des espèces relevées dans la base EcoPlant (figure 7).



**Figure 7 : Principe de la régression logistique : passage des présences – absences (0/1) à la réponse écologique d'une espèce le long d'un gradient décrit sous forme de probabilité de présence. Exemple de l'érable champêtre à partir des données d'EcoPlant (Coudun et al. 2006).**

Le graphique ci-dessus (figure 7) est issu d'un modèle de régression univarié, avec une seule variable explicative. Il est aussi possible de construire des modèles de régression multivariée, en fonction de plusieurs variables explicatives, et d'obtenir une meilleure précision du comportement des espèces.

Le choix des variables explicatives de régression a été fait en se basant sur les travaux de Gégout (2006) qui a déterminé les paramètres écologiques contrôlant la distribution de la végétation en France à l'aide d'une AFC (analyse factorielle des correspondances) réalisée sur plus de 16 000 relevés. Les trois premiers axes de l'AFC ont pu être clairement identifiés :

- Le premier axe est corrélé au bilan hydrique climatique du mois le plus chaud de l'année (juillet). Il oppose la région méditerranéenne au reste de la France.
- Le deuxième axe représente l'évapotranspiration de printemps calculée pendant la période de végétation (mars – avril) selon la formule de Thornthwaite (1948). Ce deuxième axe traduit un gradient altitudinal qui oppose les régions de montagne aux régions collinéennes.
- Le troisième axe reflète principalement la nutrition minérale (pH, C/N et S/T). Il est aussi, mais dans une moindre mesure lié au gradient de continentalité qui s'exprime en France.

La répartition de la végétation forestière est donc déterminée par des variables climatiques et des variables nutritionnelles. Dans un premier temps, les effets eutrophisant et acidifiant des dépôts d'azote atmosphériques imposent de choisir des variables de couplage représentant l'eutrophisation et l'acidification.

Le pH et le rapport C/N de l'horizon A du sol ont été choisis pour représenter la nutrition du sol et le lien avec les dépôts eutrophisants et acidifiant. Le C/N est un indicateur commun de disponibilité en azote du sol pour les plantes (Janssen, 1996 ; Andrianarisoa et al., 2009). Le C/N est le rapport du carbone organique sur l'azote total du sol, c'est un indicateur de l'activité biologique qui représente la capacité de nutrition azotée du sol. À la différence des quantités de nitrate et d'ammonium, le C/N est stable à l'échelle annuelle, ce qui en fait une bonne variable explicative pour la régression logistique. Le pH est l'indicateur d'acidité du sol le plus fréquemment utilisé (Schoenholtz et al., 2000), de plus il a été clairement affecté par les dépôts d'origine anthropique au cours du dernier siècle (Krug et Frink, 1983 ; Psenner et Schmidt, 1992).

Trois variables climatiques ont été ajoutées à ces deux variables du sol pour affiner la prédiction de la niche écologique des espèces :

—Le bilan hydrique climatique du mois de juillet ( $BH = P - ETP_{TURC}$ ) de la période 1961-1990 qui reflète la contrainte hydrique estivale.

—La température moyenne annuelle (notée  $T_{moy}$ ) de la période 1961-1990 qui traduit le contexte thermique et qui varie globalement selon le gradient nord-sud et le gradient plaine – montagne.

—La température moyenne de janvier (notée  $T_{janv}$ ) de la période 1961-1990 qui traduit la continentalité.

Ces cinq paramètres écologiques sont introduits comme variables explicatives de la présence des espèces dans une régression logistique multivariée de la forme suivante:

$$p_e = P(Y_e = 1) = \frac{1}{1 + e^{-(\alpha + \sum_{j=1}^5 \beta_j \cdot X_j + \delta_j \cdot X_j^2)}} \quad (\text{Eq.1})$$

Avec :

$p_e = P(Y_e = 1)$  la probabilité de présence de l'espèce  $e$

$\alpha$  une constante (propre à chaque espèce)

$\beta_j$  les coefficients des variables au terme simple (propres à chaque espèce)

$\delta_j$  les coefficients des variables au carré (propres à chaque espèce)

$X_j$  les variables explicatives : pH, C/N, BH,  $T_{moy}$ ,  $T_{janv}$

### 2.2.1.3 *Réalisation de la régression logistique sur les présences et absences des espèces*

#### 2.2.1.3.1 *Récupération des variables explicatives*

Les données climatiques (BH,  $T_{moy}$ ,  $T_{janv}$ ) sur les placettes EcoPlant sont issues, par croisement SIG, de modèles construits au LERFoB à l'échelle de la France en s'appuyant sur les données des postes Météo-France. Les données sont au format raster, au pas du kilomètre et au pas de 50 mètres. Les données de pH et de C/N ont été récupérées via les analyses en laboratoire des prélèvements effectués sur les placettes EcoPlant. Les quelques valeurs de C/N trop faibles (< 10) et trop élevées (> 40) ont été considérées comme étant des erreurs liées aux prélèvements ou aux mesures et ont été ramenées respectivement à 10 et 40.

#### 2.2.1.3.2 *Filtrage des données*

Un grand nombre de placettes EcoPlant a été pris en compte pour créer le jeu de données, en incluant les données de la campagne de relevés méditerranéens et les études récentes. Trois critères de sélection ont été appliqués :

—seules les placettes qui comportaient des analyses de sol dans le premier ou le deuxième horizon minéral du sol ont été conservées.

—les placettes avec une précision de localisation suffisamment bonnes, déterminées à plus ou moins 500 m, ont été gardées. Étant donné que les données climatiques devaient être extraites sous SIG en croisant les placettes avec les données rasters, il était nécessaire que la localisation des placettes soit déterminée suffisamment précisément.

—les placettes exclusivement françaises ont été conservées, certaines placettes étaient situées en Suisse et ont été supprimées.

#### 2.2.1.3.3 *Mise en forme du jeu de données*

A l'issue du travail d'organisation de données, un tableau floristique de présence et d'absence d'espèces a été élaboré. Ceci présente les placettes en ligne, les espèces en colonne avec 0/1 pour l'absence et la présence, et les variables explicatives en colonne après les espèces. Le passage en tableau floristique de présence et absence a été réalisé à l'aide d'une première macro Excel (Tab flo en 3-4 col\_JCG.xls). Une deuxième macro (traitement taxonomique.xls) a été appliquée pour actualiser la nomenclature taxonomique. Les coordonnées des placettes, en fonction de leur précision de localisation, ont été croisées avec les rasters pour extraire les variables climatiques ; les placettes déterminées à plus ou moins 50 m ont été croisées avec des rasters au pas de 50 m et les placettes

déterminées à plus ou moins 125 m et à plus ou moins 500 m ont été croisées avec des rasters au pas du kilomètre. Les espèces à faible occurrence comptant moins de 10 présences sur tout le jeu de données ont été supprimées dans le but de procéder à des régressions logistiques suffisamment robustes. Le seuil de 10 occurrences permet de modéliser la réponse d'un grand nombre d'espèces mais un seuil de 50 occurrences permet l'obtention de résultats plus robustes (Coudun et Gégout, 2006).

#### 2.2.1.3.4 Choix de modélisation et sortie des modèles

On a fait l'hypothèse de départ que les 680 espèces répondent toutes aux mêmes variables du milieu (pH, C/N et variables climatiques) et que le terme au carré de ces variables est significatif. En réalité, des variables propres à chaque espèce bien choisies spécifiquement expliqueraient mieux leur distribution et il est possible que le terme au carré ne soit pas significatif, la courbe de réponse serait alors monotone et pas en cloche. Mais dans un souci de simplicité, on effectue la régression sur toutes les espèces en fonction des 5 variables précédemment annoncées sans faire un modèle particulier et adapté pour chaque espèce. La régression logistique binomiale a été faite sous le logiciel R avec la fonction glm (generalized linear model), les coefficients du terme simple et du terme au carré ont été calculés pour les 5 variables et chaque espèce. Le pourcentage de réduction de déviance (D2) qui permet d'évaluer la qualité des modèles a également été calculé.

Deux résumés synthétiques des courbes de réponse des espèces ont été calculés pour chaque variable : l'optimum et l'amplitude écologiques (figure 8). **L'optimum écologique** est la valeur du facteur écologique pour lequel la probabilité de présence est maximale. **L'amplitude (ou gamme de vie)** d'une espèce est la gamme du facteur correspondant à 80 % de la distribution sur la part du gradient où la probabilité de présence de l'espèce est maximale. L'optimum et l'amplitude définissent le *preferendum* écologique d'une espèce (figure 8).

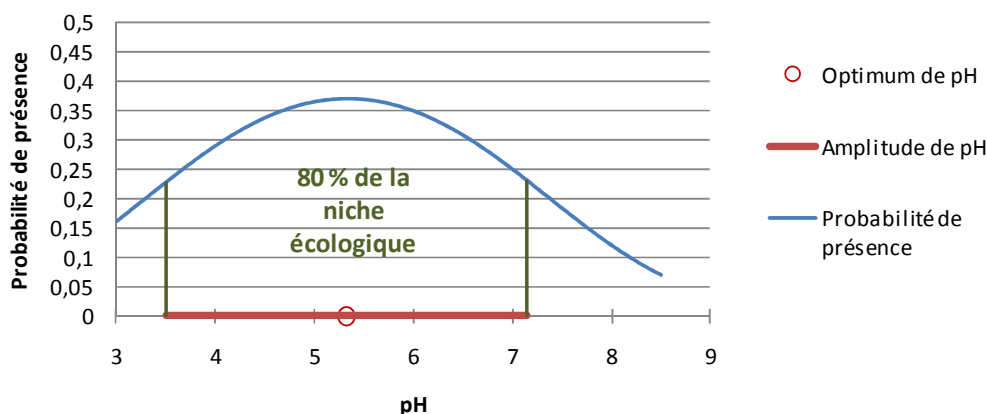
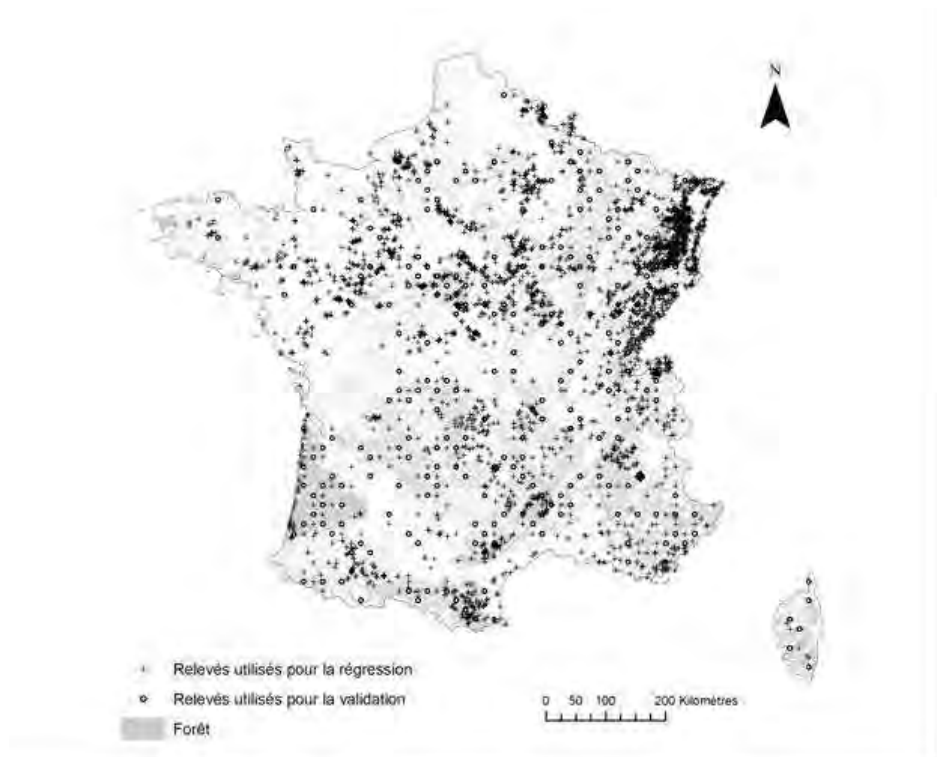


Figure 8 : Exemple de courbe de réponse d'une espèce (ici *Quercus robur* pour le pH) issue du modèle logistique. L'optimum et l'amplitude écologiques sont également illustrés.

#### 2.2.1.4 Nombre de placettes utilisées, d'espèces traitées et représentativité pour les forêts françaises

Le tableau floristique final utilisé pour réaliser les modèles de distribution comprend 3766 relevés. Un jeu de validation séparé a été constitué à partir de 248 placettes appartenant au réseau européen de suivi des dommages forestiers. Ce réseau couvre le territoire forestier français selon un maillage carré systématique de 16 km x 16 km. Il est représentatif de la réalité des forêts françaises et il est donc bien adapté pour valider les modèles de régression logistique. Les 248 placettes utilisées (50 % des points du réseau avec analyses de sol) ont été choisies dans l'ensemble en sélectionnant géographiquement en quinconce une placette sur 2.

Les 680 espèces présentes dans 11 relevés et plus d'EcoPlant ont été traitées. Parmi elles, 190 sont présentes 100 fois et plus, 307 sont présentes 50 fois et plus et 525 espèces sont présentes 20 fois et plus.



**Figure 9 : Carte des placettes d'EcoPlant utilisées pour modéliser la distribution des espèces**

La représentativité de ces espèces pour les forêts françaises a été évaluée à partir de la fréquence des espèces rencontrées dans 27 126 placettes de l'inventaire forestier national (IFN). Ces placettes ont été réalisées de façon systématique sur le territoire forestier français entre 2005 et 2008 inclus (4 campagnes annuelles de relevés). L'IFN a inventorié 2 475 taxons dont 2059 jusqu'au rang de l'espèce. Les 680 espèces traitées à partir des relevés d'EcoPlant représentent 93,3 % des occurrences d'espèces rencontrées dans les 27 126 relevés de l'IFN. Les 237 espèces les plus fréquentes dans la base de l'IFN sont présentes dans les 680 espèces traitées. Dans les 300 espèces les plus fréquentes dans les données de l'IFN, seules 2 (*Teucrium polium*, *Carlina vulgaris*) sont absentes du jeu d'espèces traitées. Parmi les 500 espèces les plus fréquentes dans les données de l'IFN, 438 sont présentes plus de 10 fois dans EcoPlant et ont été traitées.

Le jeu de données d'EcoPlant permet donc de modéliser la quasi-totalité des espèces fréquentes de la flore forestière française. La figure 9 illustre les placettes d'EcoPlant utilisées pour modéliser la distribution des espèces.

### 2.2.1.5 Définition du caractère bioindicateur des espèces végétales

Les optimums des espèces pour les variables écologiques peuvent être utilisés pour prédire des variables environnementales difficilement accessibles ou coûteuses à acquérir. Lorsque la méthode est formalisée, les optimums des espèces sont utilisés comme valeurs indicatrices (VI). Une moyenne des optimums des espèces présentes sur le site est réalisée pour prédire la valeur de la variable sur le site (Ellenberg et al., 1992). Des valeurs indicatrices ont été calculées par cette approche au fur et à mesure de l'évolution d'EcoPlant en 2002 et en 2006 (Gégout, 2006). Une nouvelle version de valeurs indicatrices a été calculées à partir des données disponibles en 2011 et intégrant les données acquises durant le projet Valeriane.

A partir des mêmes critères de sélection des espèces (nb d'occurrences >10), des valeurs indicatrices ont pu être calculées pour 678 espèces en 2011 pour le pH et le C/N alors qu'il n'avait été possible d'en calculer en 2006 que pour 552 pour le pH et 543 pour le C/N. D'autre part, les valeurs indicatrices pour le pH et le C/N ont été calculées sur des jeux de données légèrement différents et de façon indépendante en 2006 alors qu'elles ont été calculées sur le même jeu de données et dans un modèle complet (incluant pH, C/N et 3 variables climatiques) en 2011.

Comme en 2006, les valeurs indicatrices de certaines espèces à amplitude trop large ou de certaines espèces bimodales n'ont pas été retenues pour être utilisées dans les calculs de prédiction. Les espèces à amplitude supérieure ou égale à 90 % de l'amplitude maximale (correspondant à l'absence de réaction de l'espèce) n'ont pas

été retenues. De même les espèces bimodales (2 pics de probabilité maximale dus à un modèle de cloche inversée) dont le rapport de probabilité entre les deux pics  $P_{max1}/P_{max2}$  était inférieur à 1,5 n'ont également pas été retenues. **Au total, ce sont 655 espèces pour le pH et 583 espèces pour le C/N qui possèdent une valeur indicatrice utile pour la prédiction avec la version 2011 des valeurs indicatrices.**

Le coefficient de corrélation au carré ( $R^2$ ) est égal à 0.76 entre les valeurs indicatrices de pH calculées en 2006 et 2011. Il est égal à 0.70 entre valeurs indicatrices de C/N. En 2006, 37 et 40 espèces avaient une valeur indicatrice de pH extrême, respectivement de 3 et 8.5. En 2011, 35 et 98 espèces sont dans ce cas. De même en 2006, 190 et 25 espèces avaient une valeur indicatrice de C/N extrême, respectivement de 10 et 40, alors qu'en 2011, 173 et 67 sont dans ce cas. Ces chiffres mettent en évidence des valeurs indicatrices extrêmes élevées plus nombreuses pour les deux variables en 2011 par rapport à 2006.

Le  $R^2$  est de 0.26 entre VI de pH et de C/N calculées en 2006. Il est nul (0.001) pour les VI calculées en 2011.

Les valeurs indicatrices ont été utilisées pour prédire le pH et le C/N des 248 placettes de validation. La qualité de prédiction est indiquée dans le tableau 1.

**Tableau 1 : Relations entre variables mesurées, variables prédites avec les valeurs indicatrices calculées avec la version 2006 de la base de données EcoPlant et variables prédites avec la version 2011. Ces relations sont calculées à partir d'un jeu de données de validation de 248 placettes issues du réseau européen. Les valeurs de  $R^2$  entre variables sont dans la partie basse du tableau. Les racines de l'erreur quadratique moyenne (REQM) sont dans la partie haute du tableau.**

	pH mesuré	pH prédit VI 2006	pH prédit VI 2011		C/N mesuré	C/N prédit VI 2006	C/N prédit VI 2011
pH mesuré		0.807	0.769	C/N mesuré		4.88	5.27
pH prédit VI 2006	0.607		0.372	C/N prédit VI 2006	0.449		3.59
pH prédit VI 2011	0.640	0.933		C/N prédit VI 2011	0.408	0.782	

Les qualités de prédiction s'améliorent entre les versions 2006 et 2011 pour le pH. Elles se dégradent pour le C/N. Au total, les qualités de prédictions sont globalement équivalentes. Le principal avantage du modèle 2011 est de permettre des prédictions indépendantes entre pH et C/N. En effet, le  $R^2$  entre le pH et le C/N mesurés est égal à 0.108. Le  $R^2$  entre le pH et le C/N prédits avec les VI 2006 est égal à 0.441. Le  $R^2$  entre le pH et le C/N prédits avec les VI 2011 est égal à 0.145. Les corrélations entre valeurs de pH et de C/N prédites en 2011 sont donc beaucoup plus proches de la réalité que celles obtenues à partir des prédictions réalisées avec la version 2006 des valeurs indicatrices.

## 2.2.2 Réalisation d'une première version d'une base des valeurs indicatrices empiriques de la Flore de France (lot 2.2)

### 2.2.2.1 Introduction

On peut classer les valeurs indicatrices des espèces en deux types, souvent appelés « empirique » et « quantitatif ». Pour chaque espèce, la valeur indicatrice quantitative est obtenue par modélisation, à partir de couples de valeurs (présence/absence observée de l'espèce, mesure ou observation d'un paramètre environnemental -le plus souvent abiotique-) de la courbe de réponse de l'espèce à ce paramètre ou, du moins, de ses principales caractéristiques (optimum et amplitude). Il vaudrait mieux qualifier ces valeurs indicatrices de « modélisées », plutôt que de quantitatives, puisque ce processus peut aussi bien s'appliquer à des valeurs catégorielles (indication du type d'humus...) que réellement quantitatives. Elles sont souvent opposées aux valeurs indicatrices empiriques, obtenues à dire d'expert. Ces valeurs indicatrices empiriques sont toujours



fournies sous forme de classes de valeurs (d'où le nom de « quantitatives » pour les précédentes). Comme ce processus d'expertise tient lui aussi compte de mesures abiotiques réalisées en parallèle à des relevés de végétation, la différence dans les résultats obtenus par les deux méthodes n'est pas *a priori* connue. Ellenberg indique par exemple qu'il a réalisé de nombreuses études de minéralisation de l'azote dans ses sites de relevés floristiques avant d'établir ses valeurs indicatrices de la végétation pour l'azote.

**Tableau 2 : Avantages et inconvénients des valeurs indicatrices quantitatives et empiriques**

		<b>Valeurs indicatrices</b>	
		<b>« quantitatives »</b>	<b>« empiriques »</b>
<b>avantages</b>		<ul style="list-style-type: none"> <li>. méthode reproductible</li> <li>. peut donner accès à une caractérisation fine de la réponse des espèces</li> <li>. permet d'estimer directement des paramètres abiotiques pour un relevé</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>. couvre l'ensemble de la flore d'une région de façon quasi-exhaustive</li> <li>. existent pour de nombreux facteurs du milieu</li> </ul>
<b>inconvénients</b>		<ul style="list-style-type: none"> <li>. nécessite de grands corpus de données</li> <li>. peu d'espèces accessibles à la modélisation</li> <li>. peu de facteurs du milieu quantifiables</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>. processus d'expertise</li> <li>. ne donne qu'un ou quelques paramètres de la réponse des espèces</li> <li>. ne permet d'estimer que des indices de paramètres abiotiques</li> </ul>

L'inconvénient principal des valeurs empiriques est qu'elles sont obtenues par un processus non objectivé, donc non reproductible indépendamment de leur producteur. Mais les valeurs quantitatives souffrent d'un inconvénient majeur : l'étape de modélisation nécessite un nombre d'observations minimal qui ralentit l'établissement des valeurs indicatrices et l'empêche même probablement pour les espèces rares. La base de données des valeurs empiriques d'Ellenberg pour l'Allemagne contient 2754 taxons phanérogamiques. Celle de Flora indicativa pour la Suisse, plus récente, contient 6472 taxons, alors que la base de valeurs quantitatives Ecoplant, pour la France, n'en contient encore que 678, dont 155 ont des valeurs indicatrices établies à partir de l'observation de moins de 20 présences. Le tableau 2 présente les avantages et les inconvénients des valeurs indicatrices quantitatives et empiriques.

L'utilisation conjointe de ces deux types de valeurs indicatrices ou, du moins, leur comparaison semble donc pouvoir être intéressantes pour certains objectifs.

L'un des obstacles très concret à l'utilisation des valeurs indicatrices, qu'elles soient quantitatives ou empiriques, est le problème posé par l'hétérogénéité et l'évolution de la nomenclature taxonomique. D'un côté, les bases de données de valeurs indicatrices ont été établies avec leur propre nomenclature, différente d'une base à l'autre. D'autre part, les relevés pour lesquels on veut mettre en oeuvre ces valeurs indicatrices, que ce soit pour calibrer des relations espèces-milieu, calculer des valeurs indicatrices moyennes par relevé, vérifier les résultats de modèles de composition en espèces, sont eux-mêmes réalisés avec des nomenclatures taxonomiques très variées. La base de données nomenclaturale de la flore de France recense déjà 90884 combinaisons taxonomiques, pour un nombre de taxons réel de 21442, soit une moyenne de plus de 4 combinaisons nomenclaturales pour un taxon. On comprend dès lors que l'utilisation de ces valeurs indicatrices soit souvent limitée par ce problème de nomenclature. Nombreux sont les étudiants qui ont dus recoder des dizaines ou des centaines de noms d'espèces pour joindre base de données de traits de vie et bases de données de relevés.

Nous avons donc dans ce travail :

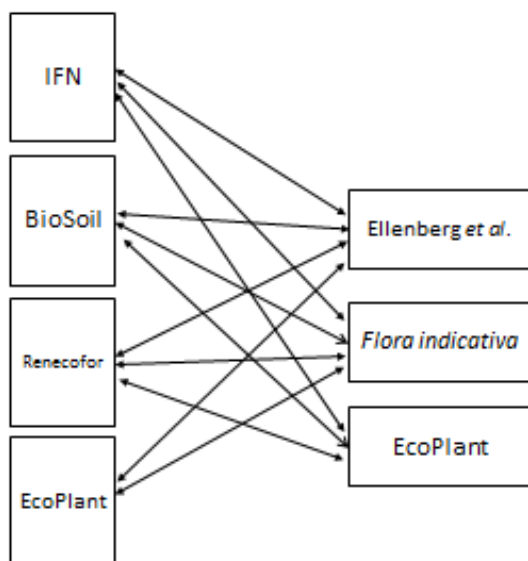
- effectué la mise en correspondance de quelques bases importantes ;
- étudié les liens, au niveau des espèces, entre les valeurs indicatrices pour l'acidité du sol et la disponibilité en azote de trois bases, une quantitative (Ecoplant) et deux empiriques (Ellenberg *et al*, 1992 et *Flora indicativa*, 2010) ;
- étudié les liens, au niveau de la moyenne par relevé, entre ces mêmes valeurs indicatrices et certains paramètres abiotiques mesurés.

### 2.2.2.2 Construction de correspondances nomenclurales

Nous nous sommes focalisés dans un premier temps sur les taxons forestiers. L'objectif prioritaire était de pouvoir calculer des valeurs indicatrices écologiques d'Ellenberg *et al.* (1992) et de Landolt *et al.* (*Flora indicativa*, 2010) pour chaque relevé dans les bases de relevés existantes et accessibles dans le cadre de ce projet (IFN, BioSoil, RENECOFOR, EcoPlant). Il fallait donc pour cela pouvoir mettre en correspondance les taxons de ces bases de relevés avec ceux des bases de valeurs indicatrices.

Deux options étaient envisageables :

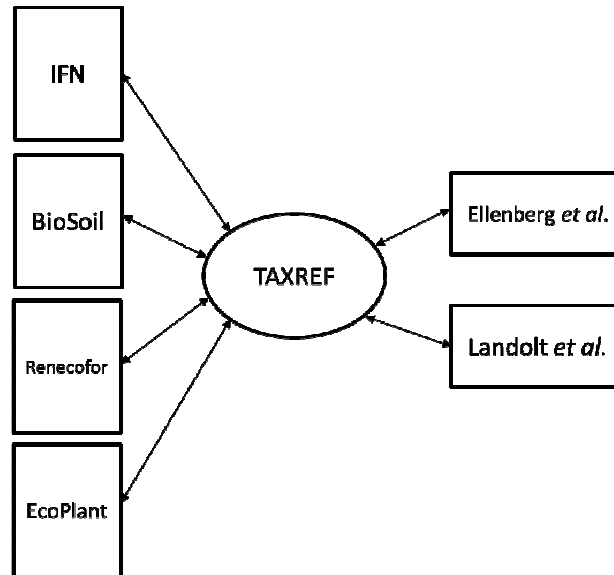
1 – Construire des tables de correspondance nomenclurale entre chaque base de relevés et chaque base de valeurs indicatrices. Cette solution a l'avantage de permettre un choix fin, dans chaque base de relevés, des valeurs indicatrices les plus adéquates aux taxons employés. Mais la quantité de travail est très importante (nombre de bases de valeurs indicatrices x nombre de bases de relevés, chacune de plusieurs centaines ou milliers d'espèces) (figure 10).



**Figure 10: Correspondance nomenclurale entre les bases de relevés et les bases de valeurs indicatrices**

2 – Utiliser une table de nomenclature unique, avec laquelle toutes les autres tables sont mises en correspondance. Cette solution a l'avantage de n'augmenter le nombre de tables de correspondances à construire que de façon additive quand le nombre de bases de données prises en compte augmente, contrairement au choix précédent qui implique une croissance multiplicative. Elle est beaucoup plus pérenne, à long terme. Puisqu'un référentiel français de la nomenclature des noms d'espèces de plantes et de bryophytes est (presque) disponible aujourd'hui, nous avons choisi cette solution. Son inconvénient est qu'il faut deux étapes pour trouver la valeur indicatrice d'un taxon dans une base de relevés : une première étape pour trouver son nom dans le référentiel nomenclatural unique, puis une seconde pour trouver sa valeur indicatrice. Ce n'est pas un inconvénient technique, mais bien de fond, car certaines correspondances peuvent être perdues lors de ce processus. C'est le cas par exemple de beaucoup d'agrégats d'espèces, renseignés dans Ellenberg *et al.* et utilisés par l'IFN, mais non reconnus par les référentiels taxonomiques actuels, tel que *Pulmonaria officinalis* auct. Ce problème peut être résolu en ajoutant au coup par coup des tables de correspondances entre paires de base, mais qui seront alors très limitées en nombre de correspondances à établir.

Le référentiel taxonomique utilisé est, pour les phanérogames, TAXREF (Gargominy *et al.*, 2011) qui repose sur la BDNFF en version 5 et, pour les bryophytes, la BDNBE en version 2008 (voir le site de Tela Botanica, [www.tela-botanica.org](http://www.tela-botanica.org), pour plus d'informations sur ces deux référentiels) (figure 11).



**Figure 11 : Correspondance entre les bases de relevés, le référentiel taxonomique TAXREF et les bases des valeurs indicatrices**

Le travail a été réalisé dans l'ordre suivant :

- 1-Mise en correspondance de la liste des espèces contenues dans les relevés des bases IFN (ancienne et nouvelle base) et BioSoil avec la BDNFF et la BDNBE ;
- 2-Etablissement de la liste complète des taxons des BDNFF et BDNBE rencontrés dans les bases de relevés forestiers (liste des espèces « forestières ») ;
- 3-Recherche des valeurs indicatrices de la liste des espèces forestières, dans *Flora indicativa* d'abord, puis dans Ellenberg *et al.* ;
- 4-Pour *Flora indicativa*, la correspondance avec la BDNFF a été étendue à tous les taxons, même non forestiers (travail encore en cours, achevé à 90%).

Les fichiers résultants sont disponibles sous format texte. Le fichier « VI\_Valeriane » associé à ce rapport (voir dans l'annexe 6) contient les valeurs indicatrices pour la lumière, la température, l'humidité du sol, l'acidité du sol et la disponibilité en azote issues des tables d'Ellenberg *et al.* et de *Flora indicativa* qui ont pu être rattachées à la BDNFF. La clef de jointure avec la BDNFF est le numéro du taxon, NUMTAX.

### ***2.2.3 Analyse bibliographique sur les valeurs indicatrices et des méthodes de mise en correspondance entre les valeurs indicatrices d'Ellenberg d'N et les variables mesurées d'azote (lot 2.3).***

Depuis longtemps, les scientifiques ont utilisé la bioindication comme un outil d'évaluation des facteurs environnementaux en milieux naturels ou semi-naturels. Les principaux avantages de la bioindication végétale par rapport à la conduite de mesures sur le terrain (Zonneveld, 1983) sont :

- i) l'expression intégrée par les plantes des fluctuations des valeurs des variables abiotiques dans le temps et dans l'espace ;
- ii) le faible coût d'investissement et de suivi en comparaison avec les mesures qui nécessitent, quant à elles, plus de déplacements ;
- iii) en l'absence de mesures anciennes, les bioindicateurs sont indispensables afin d'évaluer l'étendue des changements environnementaux.

A l'heure actuelle, un consensus général existe quant à l'utilisation des plantes comme bioindicateurs de la qualité des habitats (Becker Le Goff, 1988 ; Dupré and Diekmann, 1998). Cependant, la quantification de cette indication reste un sujet qui fait débat au sein de la communauté scientifique. En effet, les discussions tournent principalement autour de ce qui est appelé classiquement « **valeur indicatrice** ». Cette dernière reflète la réponse d'une espèce donnée aux variations des facteurs climatiques (lumière, température, continentalité...) et

édaphiques (humidité, pH et azote). La première personne qui a mis au point un système de bioindication végétale était l'écologiste allemand Heinz Ellenberg. Sa méthode, basée sur le préférendum des espèces, a été publiée au début des années 50, puis une liste de valeurs indicatrices pour l'Europe de l'ouest a été élaborée dans les années 70 (Ellenberg, 1974). La dernière édition parue en 1992 inclue celles des bryophytes et des lichens (Ellenberg et al., 1992). Des listes alternatives de valeurs indicatrices ont été proposées, par exemple, pour la Suisse (Landolt, 1977), pour le Royaume-Uni (Hill et al., 1999), pour l'Italie (Pignatti et al., 2005) et pour la Grèce (Böhling et al., 2002).

Les valeurs indicatrices développées par Ellenberg et al. (1992) ont été les plus fréquemment utilisées par les écologues surtout en Europe (Diekmann, 1994 ; Brunet et al., 1997 ; Lawsson, 2000 ; Wamelink et al., 2002) et aussi en région méditerranéenne (Bucci et Borghetti, 1997).

Malgré leurs applications courantes, les valeurs indicatrices sont critiquées pour plusieurs raisons :

- 1) elles sont indépendantes des mesures et ne sont évaluées qu'à partir de l'expertise des naturalistes de terrain. Pour cela, cette approche d'estimation est plutôt subjective et peut entraîner de fausses estimations de la qualité de l'habitat (Okland, 1990)
- 2) la réponse écologique est complexe à appréhender puisqu'elle varie selon des gradients géographiques (Diekmann eand Lawesson, 1999) ou tout au long du cycle de vie (Parrish et Bazzaz, 1985).
- 3) l'usage des valeurs indicatrices peut restreindre la conduite de mesures.

Néanmoins, les valeurs indicatrices, bien qu'empiriques, jouissent d'une popularité inébranlable. En effet, elles reflètent bien la qualité de l'habitat dans plusieurs situations (Diekmann, 2003). Aussi, elles permettent de qualifier la réponse écologique d'un nombre plus important d'espèces que les modèles statistiques, qui eux sont basés sur les mesures. Elles sont donc mieux adaptées pour caractériser les espèces rares.

Par ailleurs, les valeurs indicatrices empiriques d'Ellenberg sont souvent utilisées comme variables d'entrée dans des modèles dynamiques de végétation tels Move (Latour et Reiling, 1993), NTM (Wamelink et al., 2003) ou Bern (Schlutow et Hübener, 2004). Cependant, il est nécessaire de relier les valeurs indicatrices empiriques avec les valeurs des variables abiotiques des sols. Ceci permet de valider les valeurs indicatrices d'une part, ou de revoir la procédure de mesures sur le terrain, d'autre part. Aussi, cette mise en correspondance peut permettre de coupler le modèle écologique de réponse empirique à un modèle biogéochimique afin d'estimer les charges critiques.

D'un point de vue expérimental, il semble utile d'utiliser la bioindication végétale de l'azote réactif (Nr) comme un outil d'évaluation de l'N disponible du sol. En effet, l'azote est le plus important macronutriment des écosystèmes terrestres (Diekmann and Alkengren-Grerup, 1998). Il est complexe en raison de son aptitude à cheminer à travers les différents compartiments environnementaux et de son implication dans des processus biologiques très variés. C'est ainsi qu'est né le concept de cascade de l'azote qui est apparu dans les années 2000 (Galloway et al., 2003). A cela viennent s'ajouter des études sur les conséquences de l'enrichissement de certains milieux en Nr (eutrophisation et acidification des écosystèmes terrestres par ex., Galloway et al., 2003). De plus, l'Nr comporte plusieurs espèces chimiques organiques/inorganiques, réduites/oxydées et d'origine naturelle/anthropique (Tamm, 1991, Diekmann, 1998, Diekmann, 2003). Devant la multiplicité d'espèces azotées et la complexité des méthodologies de mesures, il apparaît primordial de confronter l'approche statistique basée sur les mesures d'une part, à l'approche empirique basée sur l'observation, d'autre part. Ceci pourra permettre par la suite de remplacer certaines variables mesurées par des valeurs indicatrices d'N et réduire ainsi les coûts d'investissements. De plus et comme déjà évoqué ci-dessus, cette stratégie permettra d'utiliser la modélisation couplée «biogéochimique-écologique de réponse empirique» pour le calcul des charges critiques d'N.

Plusieurs variables, considérées comme indicatrices de la disponibilité de l'N, sont mesurées régulièrement sur le terrain. Il s'agit de :

- i) la concentration d'espèces minérales d'N dans les solutions du sol:  $\text{NO}_3^-$  et  $\text{NH}_4^+$  ;
- ii) le taux de minéralisation de l'N organique ;
- iii) le ratio C/N ;
- iv) la teneur en N des feuilles ;
- v) la production de biomasse aérienne.

Cependant la problématique est de savoir, quelles sont, parmi ces variables, celles qui s'apparentent le plus aux valeurs indicatrices d'N d'Ellenberg. Plusieurs études ont été entreprises depuis les années 1970 sans pour autant apporter des réponses satisfaisantes (Boller-Elmer, 1977). Pour cela, nous devons rester penché sur cette question. Un certain nombre de travaux ont montré que ce sont surtout les variables liées à la végétation qui reflètent le plus les valeurs indicatrices d'N d'Ellenberg (Boller-Elmer, 1977 ; Briemle, 1986 ; Melman et al., 1988 ; Thompson et

al., 1993 ; Shaffers et Sykora, 2000 ; Diekmann, 2003). En effet, de fortes corrélations ont été obtenues entre la moyenne pondérée des valeurs indicatrices, calculée par site, et l'accumulation de l'N par les plantes ( $R=0.85$ ) (Shaffers et Sykora, 2000). Aussi, d'autres corrélations significatives ont été obtenues entre cette même moyenne et la production de biomasse aérienne (Melman et al., 1988 ; Shaffers et Sykora, 2000).

Par ailleurs, Shaffers et Sykora (2000) ont observé que les valeurs indicatrices d'N d'Ellenberg, calculées par site pour 74 espèces, sont mieux corrélées avec le taux de nitrification ( $R^2=0.43$ ) et le ratio C/N ( $R^2=0.29$ ) qu'avec le taux de minéralisation de l'N ( $R^2=0.15$ ) avec un seuil de signification de  $p=0.0005$ . D'autres études ont montré une bonne corrélation entre les valeurs indicatrices d'N d'Ellenberg des différentes espèces et le taux de nitrification (Diekmann et al., 1999 ; Falkengren-Grerup and Schottelndreier, 2004), relation confirmée récemment par Andrianarisoa et al. (2009).

Les fortes corrélations obtenues entre les valeurs indicatrices d'N et la production de biomasse aérienne démontrent que les valeurs indicatrices d'N d'Ellenberg ne reflètent pas exclusivement la disponibilité de l'N pour les plantes (Shaffers et Sykora, 2000). En effet, elles représentent une intégration efficace de plusieurs facteurs écologiques (humidité, acidité...) contrôlant ainsi la productivité. Pour cette raison, des auteurs ont proposé d'appeler « valeurs de productivité » les valeurs indicatrices d'N d'Ellenberg (Ellenberg, 1992 ; Hill et Carey, 1997 ; Schaffers et Sykora, 2000 ; Diekmann, 2003).

Nous pouvons conclure que les valeurs indicatrices d'Ellenberg peuvent être corrélées avec des mesures sur le terrain. Cependant, ces corrélations ont été établies sur plusieurs sites au Pays-Bas et dans l'Europe du Nord (Shaffers et Sykora, 2000). En France, des corrélations ont été identifiées surtout dans les régions du Nord-Est (Adrianarisoa et al., 2009), il est donc nécessaire d'élargir les investigations sur toute la France. Cette stratégie consiste à mettre en correspondance les valeurs indicatrices d'Ellenberg d'N et de Landolt (1977) avec les mesures du ratio C/N provenant de la base de données nationale EcoPlant (Gégout et al., 2005). Ces dernières couvrent actuellement une grande surface du territoire français. Ceci permettra par la suite : i) de valider les valeurs indicatrices d'Ellenberg et de Landolt à l'échelle de la France, ii) de transformer l'échelle ordinale des valeurs indicatrices empiriques en échelle de valeurs continues et iii) d'intégrer par la suite ces valeurs dans le modèle écologique avant couplage avec le modèle biogéochimique.

## 2.2.4 Evaluation comparative de deux approches de modélisation (lot 2.5)

### 2.2.4.1 Comparaison au niveau des espèces

A partir des fichiers précédents, nous avons comparé les valeurs indicatrices des trois bases de données, EcoPlant, Ellenberg *et al.* et *Flora indicativa*. Les valeurs des bases empiriques étant ordinales, nous avons estimé toutes les liaisons en utilisant le coefficient de corrélation de rang de Spearman.

Nous nous sommes focalisés dans cette étude sur les valeurs indicatrices pour l'acidité (coefficient « R » dans les bases Ellenberg *et al.* et *Flora indicativa*, pH dans EcoPlant) et pour l'azote (coefficient « N » dans les bases Ellenberg *et al.* et *Flora indicativa*, C/N dans EcoPlant).

Pour l'acidité (calcul sur 387 espèces en commun dans les trois bases) :

	<i>Flora indicativa</i>	Ellenberg <i>et al.</i>	EcoPlant
<i>Flora indicativa</i>	<b>1</b>	<b>0,68</b>	<b>0,61</b>
Ellenberg <i>et al.</i>		<b>1</b>	<b>0,58</b>
EcoPlant			<b>1</b>

Pour l'azote (calcul sur 380 espèces en commun dans les trois bases), les corrélations sont :

	<i>Flora indicativa</i>	Ellenberg <i>et al.</i>	EcoPlant
<i>Flora indicativa</i>	<b>1</b>	<b>0,70</b>	<b>-0,40</b>
Ellenberg <i>et al.</i>		<b>1</b>	<b>-0,34</b>
EcoPlant			<b>1</b>

Pour l'azote, les corrélations avec les valeurs indicatrices d'EcoPlant sont négatives, car c'est le rapport C/N qui est la valeur indiquée dans cette base, alors que pour les deux autres, c'est une disponibilité en azote qui est indiquée.

Ces deux tableaux montrent que :

- bien que plus forte entre les deux séries de valeurs empiriques, la corrélation entre les trois bases est globalement relativement élevée pour l'acidité ;
- par contre, si la corrélation entre valeurs empiriques pour l'azote reste forte, elle l'est beaucoup moins entre valeurs empiriques et valeurs quantitatives. Les valeurs indicatrices pour la disponibilité en azote empiriques n'indiquent probablement pas la même chose que le rapport C/N.

Nous donnons à titre d'exemple une liste d'espèces pour lesquelles les valeurs bio-indiquées pour l'azote sont très différentes ( $\leq 10$  pour EcoPlant, donc à tendance « nitrophile », et  $\leq 2$  pour *Flora indicativa* et Ellenberg *et al.*, donc à caractère oligotrophe marqué) (tableau 3).

**Tableau 3 : Comparaison entre les valeurs indicatrices d'EcoPlant, de *Flora indicativa* et d'Ellenberg *et al.* pour l'azote**

Taxon	Valeur indicatrice EcoPlant	Valeur indicatrice <i>Flora indicativa</i>	Valeur indicatrice Ellenberg <i>et al.</i>	Fréquence dans la base EcoPlant
<i>Aster alpinus</i>	$\leq 10$	2	2	22
<i>Briza media</i>				70
<i>Helianthemum nummularium</i>				17
<i>Saponaria ocymoides</i>				17
<i>Saxifraga paniculata</i>				13
<i>Sedum album</i>			1	37
<i>Silene otites</i>			2	35
<i>Stachys recta</i>				28
<i>Teucrium montanum</i>			1	69

Il est intéressant de noter que les 9 espèces dans ce cas ne sont pas parmi les plus rares de la base EcoPlant. On ne peut donc pas invoquer un unique problème de calibration pour expliquer ces divergences de valeur indicatrice. Par contre, ces espèces ont presque toutes en commun d'être des espèces à tendance calcicole et montagnarde, de milieux ouverts et plutôt secs. Sans entrer dans la discussion de quelles sont les valeurs les plus adéquates, le constat est que la bio-indication dans les milieux calcaires montagnards va donner des résultats très différents selon les bases utilisées.

#### 2.2.4.2 Comparaison au niveau des relevés

Nous avons, à partir des bases EcoPlant et Ellenberg *et al.*, calculé les valeurs indicatrices moyennes par relevé pour l'acidité et l'azote dans la partie française du réseau européen BioSoil (Hiederer *et al.*, 2011), et nous les avons comparées aux valeurs mesurées, dans les mêmes placettes, du pH et du C/N de l'horizon superficiel du sol (0-10 cm). Le tableau ci-dessous (tableau 4) donne les corrélations mesurées entre valeurs bio-indiquées et valeurs mesurées.

Comme précédemment, les corrélations avec C/N EcoPlant et R Ellenberg *et al.* sont de sens opposé, car c'est le rapport C/N qui est la valeur indiquée dans la base EcoPlant, alors que pour Ellenberg *et al.*, c'est une disponibilité en azote qui est indiquée.

**Tableau4 : Corrélations entre les valeurs indicatrices et les valeurs mesurées pour l'acidité et l'azote**

Variable sol mesurée	Valeur indicatrice pour l'acidité (n=515 sites)		Valeur indicatrice pour l'azote (n=493 sites)	
	pH EcoPlant	R Ellenberg <i>et al.</i>	C/N EcoPlant	N Ellenberg <i>et al.</i>
pH	<b>0,85</b>	<b>0,84</b>	<b>-0,54</b>	0,10
N	0,24	0,27	-0,21	0,13
C/N	-0,52	-0,56	<b>0,73</b>	<b>-0,61</b>

La performance de prédiction des valeurs empiriques et quantitatives est exactement la même pour le pH, en accord avec la forte corrélation qui a été observée précédemment entre les valeurs indicatrices des espèces dans ces deux types de bases. Pour l'azote par contre, on observe quelques résultats plus inattendus :

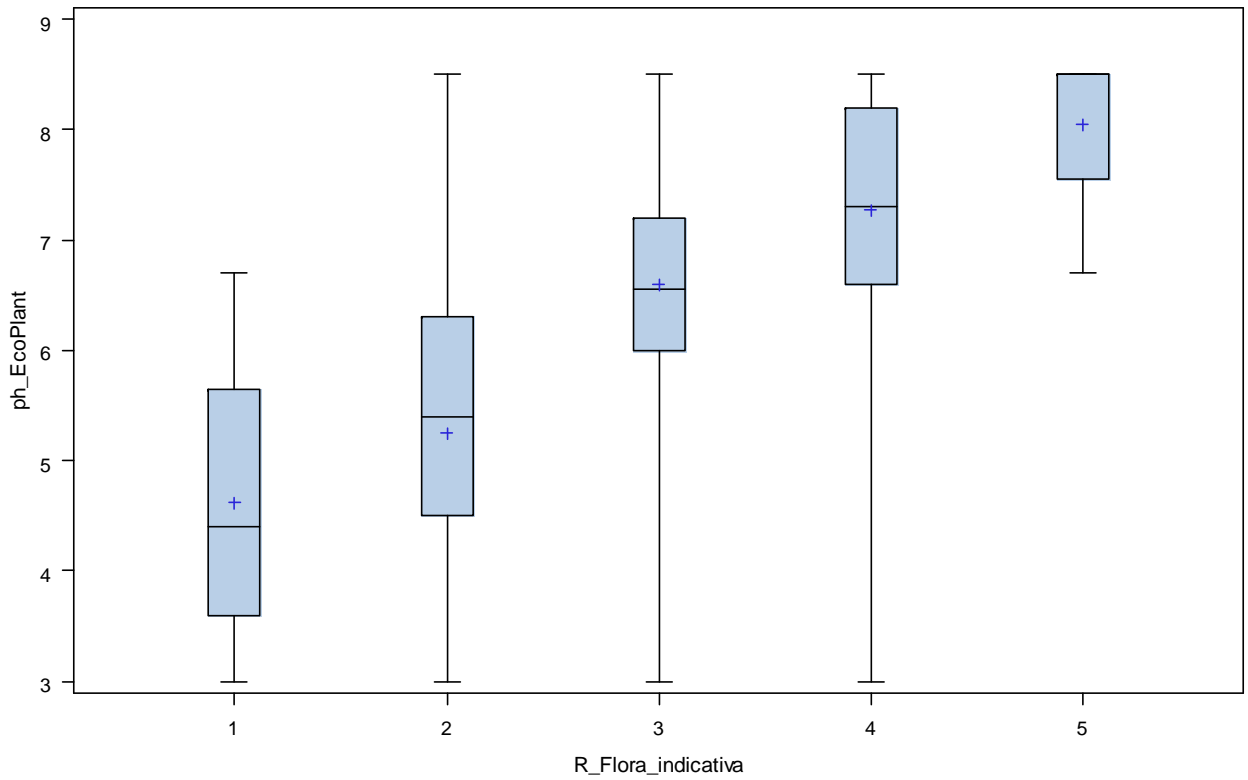
- comme on pouvait s'y attendre, la valeur indicatrice EcoPlant pour le C/N est mieux reliée au C/N mesuré ( $r=0,73$ ) que la valeur indicatrice de disponibilité en azote d'Ellenberg *et al.* ( $r=-0,61$ ).

- mais, malgré la faible corrélation observée précédemment entre valeurs indicatrices des espèces pour l'azote dans la base EcoPlant et dans la base d'Ellenberg *et al.* ( $-0,34$ ), la différence de performance des deux indices pour la prédiction du C/N au niveau des relevés est beaucoup moins importante qu'on aurait pu s'y attendre. Peut-être la corrélation entre valeurs indicatrices des deux bases est-elle meilleure pour les espèces les plus fréquentes dans les relevés.

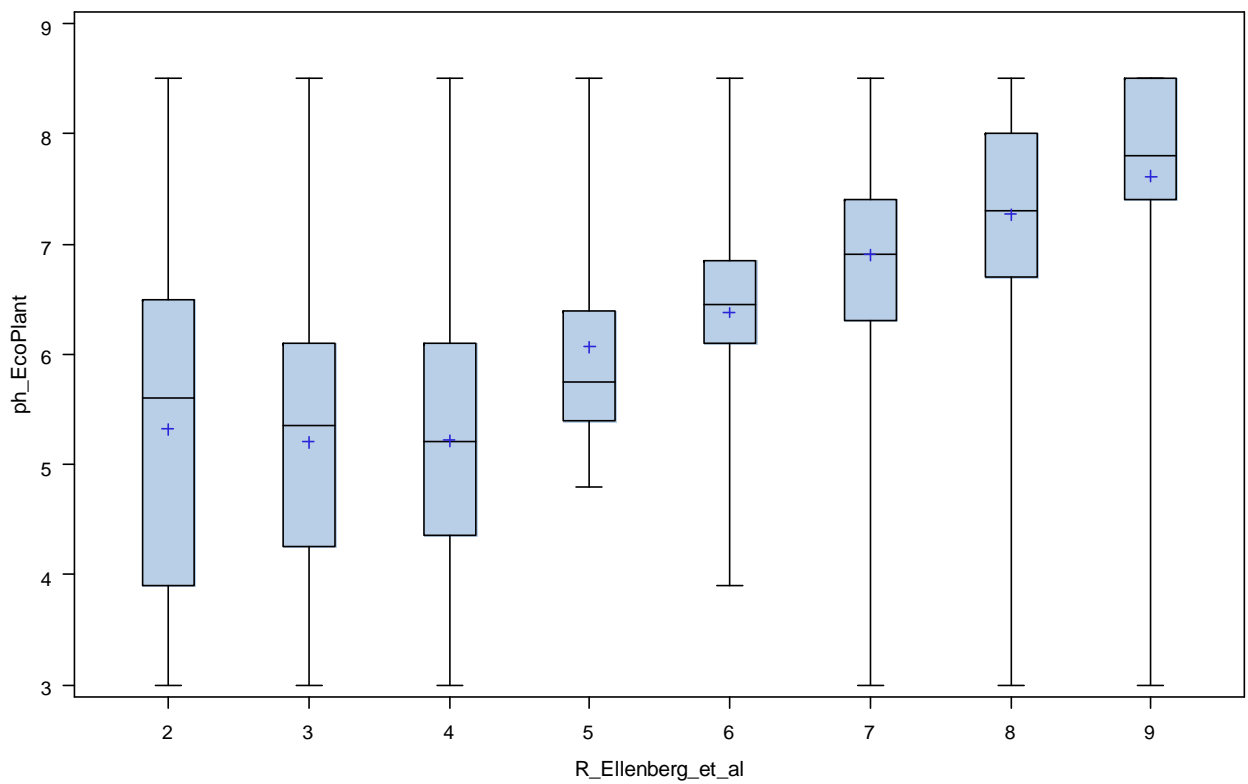
- il apparaît aussi un phénomène intéressant : la valeur indicatrice moyenne des relevés pour l'azote indiquée par EcoPlant est très significativement corrélée aux valeurs mesurées du pH ( $r=-0,54$ ), et encore plus d'ailleurs à la valeur indicatrice moyenne des relevés pour le pH indiquée par EcoPlant ( $r=-0,78$ , valeur non montrée dans le tableau). Alors que la valeur indiquée pour la disponibilité en azote par Ellenberg *et al.* n'est que très faiblement liée au pH mesuré ( $r=0,10$ ), et faiblement liée à la valeur indiquée par Ellenberg *et al.* pour le pH ( $r=0,39$ , valeur non montrée dans le tableau).

### 2.2.5 Calibration de l'échelle des valeurs indicatrices empiriques avec les paramètres abiotiques (lot 2.4)

La comparaison des valeurs empiriques et quantitatives permet de calibrer les premières par les secondes. En raison de la mauvaise corrélation entre valeurs empiriques et quantitatives pour la valeur indicatrice de la disponibilité en azote (voir ci-dessus), cette calibration n'a été faite ici que pour l'acidité. Les deux figures 12 et 13 montrent les variations de l'optimum écologique indiqué par EcoPlant dans chacune des classes des valeurs indicatrices empiriques (et ordinales) de *Flora indicativa* et d'Ellenberg *et al.*. Nous n'avons retenu que les classes de valeurs empiriques pour lesquelles 10 espèces au minimum avaient une valeur d'optimum quantifié dans EcoPlant.



**Figure 12 : Variations de la valeur indicatrice quantitative (optimum EcoPlant pour le pH, en ordonnée) et classes de la valeur indicatrice empirique de *Flora indicativa* pour l'acidité (en abscisse).**



**Figure 13: Variations de la valeur indicatrice quantitative (optimum EcoPlant pour le pH, en ordonnée) et classes de la valeur indicatrice empirique d'Ellenberg *et al.* pour l'acidité (en abscisse).**



On constate que, même pour le pH pour lequel la corrélation entre valeurs empiriques et valeurs quantitatives était bonne (voir précédemment), ces deux types d'information diffèrent sensiblement dans la partie la plus acide de la gamme. Pour les 3 classes les plus basses d'Ellenberg *et al.*, la valeur moyenne de l'optimum des espèces calculé par EcoPlant est la même (5,2-5,3). Il serait intéressant d'étudier plus en détail l'origine de cette différence.

Traduit en valeurs d'optimum pour le pH, ces calibrations conduisent aux valeurs suivantes :

Classe R d'Ellenberg <i>et al.</i>	1	2	3	4	5	6	7	8	9
Nombre d'espèces	2	21	24	28	34	44	125	97	20
Valeur moyenne de l'optimum EcoPlant pour le pH	?	5,3	5,2	5,2	6,1	6,4	6,9	7,3	7,6

Classe R de <i>Flora indicativa</i>	1	2	3	4	5
Nombre d'espèces	12	98	240	251	24
Valeur moyenne de l'optimum EcoPlant pour le pH	4,6	5,3	6,6	7,3	8,0

Ces deux dernières tables permettent d'attribuer des valeurs quantitatives aux milliers d'autres espèces présentes dans ces deux bases empiriques mais qui n'ont pas de correspondance dans EcoPlant.

En conclusion, le travail rébarbatif et minutieux de mise en correspondance des bases de données réalisé ici, en particulier au niveau nomenclatural, va permettre une utilisation plus souple des valeurs indicatrices. Celles-ci sont fondamentales pour mieux interpréter les variations spatiales et temporelles de la végétation.

Les premiers résultats de la comparaison entre valeurs indicatrices quantitatives et empiriques pour l'acidité et l'azote montrent que :

Les premiers résultats de la comparaison entre valeurs indicatrices quantitatives et empiriques pour l'acidité et l'azote montrent que :

- les valeurs indicatrices pour l'acidité sont quasiment les mêmes dans les différents types de base. L'utilisation de l'un ou l'autre type est relativement indifférent. Les valeurs EcoPlant sont à préférer sur le territoire national où elles peuvent donner de meilleurs résultats à des échelles locales en particulier. Mais si des informations sont nécessaires sur les espèces les moins fréquentes, les bases Ellenberg *et al.* ou *Flora indicativa* pourront être préférées. Dans le cas de la modélisation de la présence ou l'absence d'espèces en fonction du pH du sol, il pourrait en particulier être utile d'intégrer ces connaissances.

Il serait intéressant d'approfondir les différences entre valeurs indicatrices empiriques et quantitative dans la partie la plus acide de la gamme de pH.

- un calibrage des valeurs empiriques par des valeurs quantitatives est possible, ouvrant la porte à des perspectives intéressantes en termes de calcul de valeurs indicatrices moyennes par relevé.

- les valeurs indicatrices pour l'azote représentent probablement des facteurs de l'environnement différents dans la base EcoPlant et dans les bases de valeurs empiriques. Si la base EcoPlant représente bien un C/N, ce qui est logique de par son mode de calcul, la base d'Ellenberg *et al.* semble représenter une disponibilité en azote que les auteurs ont cherché à rendre indépendante du niveau d'acidité du sol.

## 2.3 Réalisation du lot 3 : Analyse de sensibilité des modèles biogéochimique et écologique

L'objectif général de cette partie est de voir si la modélisation couplée est suffisamment sensible aux changements des variables d'entrée. Plus concrètement, est-ce que des variations dans les paramètres d'entrée du sol, des dépôts atmosphériques et du climat peuvent induire une variation dans la réponse écologique végétale?

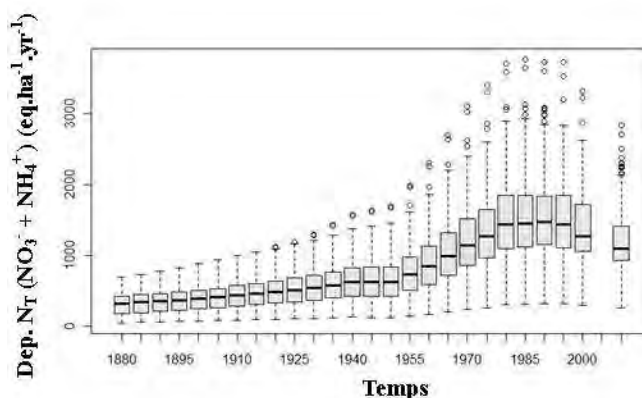
Une démarche d'analyse de sensibilité est proposée dans le cadre de ce projet afin de répondre à cette question. Toutefois, avant d'entamer cette analyse, il est nécessaire de caractériser pour l'ensemble du territoire métropolitain:

- La variabilité temporelle des dépôts atmosphériques azotés totaux (secs + humides) à l'aide des historiques et des scénarios d'émissions fournis par le modèle EMEP. Les données du modèle EMEP simulent les dépôts azotés à partir de 1880, à l'échelle de la France entière selon le format relatif à la grille européenne 50 x 50 km<sup>2</sup> d'EMEP

- La variabilité spatiale des paramètres abiotiques pH et C/N en s'appuyant sur la base de données Ecoplant (Gégout et al., 2005). Cette dernière renseigne des valeurs indicatrices pour plus de 1000 espèces réparties dans toute la France.

### 2.3.1 Etude de la variabilité temporelle des dépôts azotés et de la variabilité spatiale de pH et C/N (Lot 3.2 et 3.3)

La figure 14 représente la « boîte à moustaches » de la variable *dépôts azotés* et sa variation dans l'intervalle de temps [1880 – 2010]. Cette distribution nous montre que les dépôts totaux ont augmenté de 354% entre 1880 et 1990. Cette période correspond à l'augmentation des émissions azotées qui ont accompagné l'époque de la révolution industrielle dans les années 70 et 80. Par la suite ces dépôts ont régressé de 25% sur la période 1990-2010. Ceci est lié à l'évolution des législations européennes en matière de réduction des gaz à effet de serre (Convention de Genève en 1979). Toutefois de nos jours, ces dépôts se sont stabilisés à un niveau qui reste largement au-dessus de l'époque préindustrielle



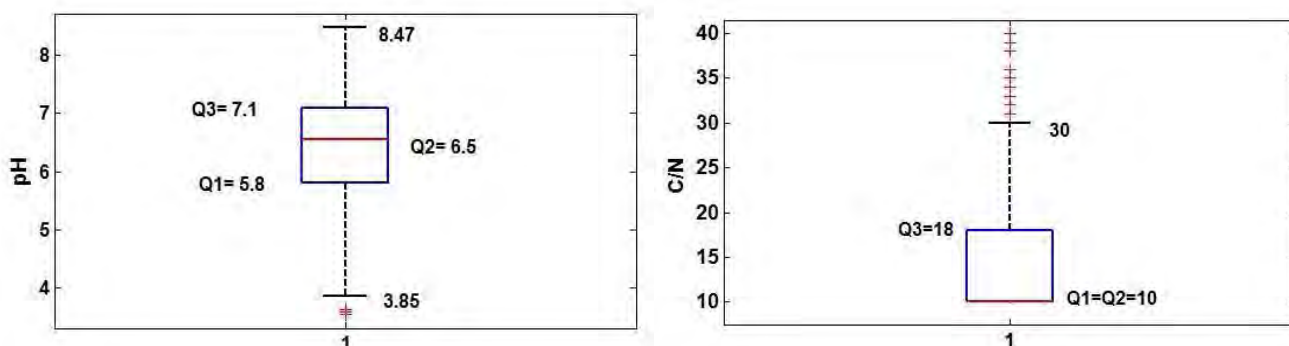
**Figure 14: Variabilité temporelle des dépôts azotés totaux (source EMEP). Le trait inférieur de la boîte correspond au premier quartile Q1, le trait horizontal à l'intérieur de la boîte correspond au deuxième quartile Q2, le trait supérieur de la boîte correspond au troisième quartile Q3 ; Les deux barres représentent les deux valeurs adjacentes de la moustache inférieure et supérieure ; Les petits cercles ronds représentent les outliers.**

Les paramètres abiotiques pH et C/N proviennent de la base de données Ecoplant (Gégout et al., 2005) qui rassemble aujourd'hui des mesures réalisées sur 4000 placettes réparties dans toute la France, ce qui représente plus de 1000 espèces. L'étude de la variabilité a été réalisée sur 511 valeurs de pH et 363 valeurs de C/N du sol. La figure 15 représente les « boîtes à moustaches » des variables pH (fig 15a) et C/N (fig 15b) et la figure 16 (a et b) les histogrammes de répartition des variables.

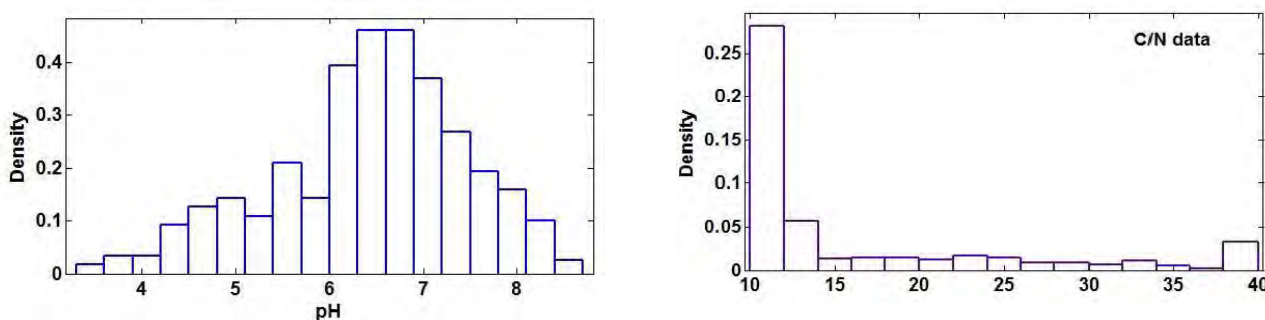
La médiane des mesures de pH est de 6.5 et la moitié des mesures est comprise entre 5.8 et 7.1. Quelques mesures extrêmes ont été identifiées. Ce sont celles qui correspondent à des valeurs de pH inférieures à 3.85. Ces valeurs représentent des conditions d'extrême acidité où des espèces comme *Calluna vulgaris* peuvent se développer.

La figure 15b présente « la boîte à moustache » de la variable C/N. La moitié des mesures de C/N est égale à 10 alors que l'autre moitié est comprise entre 10 et 30. Des mesures atypiques ont été identifiées et qui correspondent à des valeurs supérieures à 30. Les variations du C/N sont liées principalement à des facteurs climatiques (humidité et température affectant la minéralisation et la nitrification) et humains (dépôts azotés issus des émissions, exportation du bois et/ou des tiges, feu). Ces derniers induisent des modifications dans le stock du carbone et de l'azote organique affectant ainsi la disponibilité des espèces minérales azotées.

Par ailleurs, l'existence de valeurs atypiques soulève la question de la fiabilité des mesures et de la nécessité de réviser la procédure d'échantillonnage et d'analyse sur le terrain et au laboratoire.



**Figure 15 : Boîtes à moustache des variables pH (a) et C/N (b) des sols de la base de données EcoPlant Le trait inférieur de la boîte correspond au premier quartile Q1, le trait horizontal à l'intérieur de la boîte correspond au deuxième quartile Q2, le trait supérieur de la boîte correspond au troisième quartile Q3 ; Les deux barres représentent les deux valeurs adjacentes de la moustache inférieure et supérieure ; Les petits cercles ronds représentent les outliers.**



**Figure 16 : Distribution des variables pH (a) et C/N (b) des sols de la base de données EcoPlant. Les barres représentent les histogrammes de répartition des variables.**

### 2.3.2 Analyse de sensibilité du modèle biogéochimique ForSAFE (Lot 3.3)

A l'issue de l'analyse comparative des différents modèles géochimiques potentiellement utilisables en France (voir les parties 2.1.3 et 2.1.4), nous avons recommandé l'usage du modèle ForSAFE. L'analyse de sensibilité a ainsi été réalisée sur ce dernier. Cependant, il faut signaler que ForSAFE est déjà couplé à un module de végétation « VEG » ((voir ci-dessous, Belyazid et al., 2006, 2011). Pour cela, EcoLab s'est investi dans le cadre des projets complémentaires à Valériane dont le but est : i) d'apporter des améliorations au module VEG (enrichir la base de données par l'ajout de plus de 200 espèces végétales forestières françaises et renseigner les valeurs indicatrices correspondantes et ii) de tester le modèle couplé ForSAFE-VEG sur plusieurs sites du réseau national RENECOFOR.

Nous proposons ici deux approches complémentaires de l'analyse de sensibilité du modèle ForSAFE.

*La première est qualitative* et se base sur la méthode de « screening » (criblage) (Morris, 1991). Elle permet de classer les entrées en trois groupes selon leurs effets : i) effets négligeables, ii) effets linéaires et sans interaction et iii) effets non linéaires et/ou avec interactions. .

*La deuxième approche* a été réalisée sur les sorties de ForSAFE mais aussi sur celles de ForSAFE-VEG. En effet, l'objectif ici est d'explorer plus particulièrement la sensibilité de la réponse écologique prédite par le module VEG aux variations des entrées de ForSAFE. La méthode proposée ici est quantitative et se base sur des calculs de coefficients de régression (corrélation des rangs) comme indices de sensibilité.

ForSAFE-VEG est un modèle mathématique dynamique complexe. Sa complexité est aussi associée à son manque d'accessibilité ('boîte noire' fonctionnement interne masqué et multiplicité de ses variables d'entrée (inputs) (figure 17). Cependant, ces dernières ont des impacts différents sur les variables de sortie. C'est précisément ce que nous voulons évaluer dans l'analyse de sensibilité (AS) et notamment l'identification des variables d'entrée clés susceptibles d'affecter la qualité de la prédiction (Saltelli et al., 2000).

Les principales questions auxquelles nous avons tenté de répondre sont les suivantes :

-Quelles sont les principales variables d'entrée les plus influentes ? Est-il important de mesurer précisément les variables du sol, du climat ou de dépôts atmosphériques pour prédire une réponse écologique ? Si ces variables constituent une source d'imprécision dans la réponse du modèle, il sera alors judicieux d'améliorer la qualité de la prédiction par une révision de la procédure de mesure ou d'échantillonnage sur le terrain.

-Quelles sont au contraire les variables d'entrée les moins influentes ? Il sera donc possible de les fixer par exemple à leur moyenne ou de les supprimer afin de rendre le modèle plus « léger » avec moins de variables d'entrée.

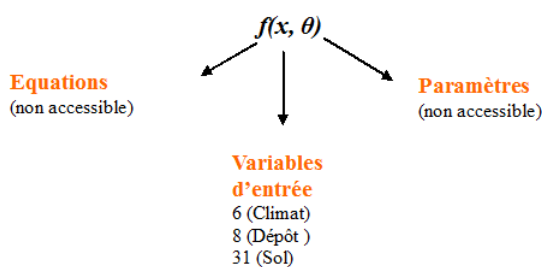


Figure 17 : Sources d'imprécision dans le modèle ForSAFE-VEG

#### 2.3.2.1 Présentation du modèle ForSAFE-VEG

ForSAFE-VEG est un modèle développé en Suède (Belyazid et al., 2006, 2011) qui couple une composante biogéochimique (ForSAFE) à une composante écologique (VEG) dans l'optique d'évaluer les charges critiques azotées.

La composante géochimique ForSAFE est conçue pour simuler :

1-les cycles du carbone, de l'azote (N), des cations basiques, de l'eau dans les écosystèmes forestiers,

2-l'acidité du sol et la mobilité de l'aluminium ( $Al^{3+}$ )

En utilisant ForSAFE à pas de temps mensuel, nous pouvons estimer au niveau parcellaire, le taux d'altération des cations basiques, l'humidité du sol, les concentrations d'éléments variés dans la solution du sol...

Par ailleurs, l'association ForSAFE-VEG a été réalisée dans l'objectif de prédire le changement dans l'occupation de la végétation en réponse à des variations des facteurs environnementaux (climat, dépôts atmosphériques, gestion forestière, pâturage...). VEG utilise les sorties de ForSAFE (caractéristiques physico-chimiques de la solution du sol, humidité du sol...) et fournit des informations sur l'accumulation de nutriments par la végétation, la production de litières, la photosynthèse et sur l'évapotranspiration. L'estimation de l'occupation de la végétation est basée sur la réponse individuelle de chaque espèce végétale à : i) l'azote en solution du sol ( $\text{kmol.m}^{-3}_{\text{solution\_sol}}$ ) ; ii) l'acidité du sol ( $[\text{H}^+]$ ,  $[\text{BC}^{2+}]$ ,  $[\text{Al}^{3+}]$ ) ( $\text{molc.l}^{-1}_{\text{solution\_sol}}$ ) ; iii) l'intensité de la lumière au niveau du sol ; iv) l'humidité du sol ( $\text{m}^3_{\text{eau.m}^{-3}_{\text{sol}}}$ ) ; la température du sol ( $^{\circ}\text{C}$ ), et v) la compétition entre les plantes pour la lumière (hauteur des plantes (m)), l'eau et les nutriments (profondeur des racines (m)).

Dans le cadre des travaux antérieurs, la table VEG française a été construite en partenariat avec les experts écologues français et les concepteurs suédois du modèle. Elle contient désormais plus de 230 espèces et a pris une part importante dans la construction de la table VEG Europe. Cependant, la table VEG France nécessite une révision approfondie des valeurs indicatrices afin de mieux prédire la réponse écologique des écosystèmes français à partir de la modélisation couplée biogéochimie-écologie.

La charge critique en N (CCN) est estimée grâce au fonctionnement *en mode inverse* de ForSAFE-VEG, c'est-à-dire, le modèle permet d'estimer le niveau de dépôt atmosphérique maximal tolérable pour ne pas dépasser les conditions biogéochimiques critiques au-delà desquelles il y a un impact sur la richesse écologique.

Plusieurs types de données sont indispensables pour simuler la réponse d'un écosystème à partir de ce modèle : ce sont des données climatiques mensuelles, des données concernant les propriétés physiques du sol, des mesures de dépôts atmosphériques et des informations sur la gestion des écosystèmes forestiers. Plus de 30 entrées sont nécessaires pour caler et faire tourner le modèle. Les sorties générées sont quant à elles beaucoup plus nombreuses (plus de 100 sorties). Des informations précises sur les entrées et sorties du modèle sont décrites dans Wallman et al. (2005) et Belyazid et al. (2006, 2011).

### 2.3.2.2 Approche qualitative de l'AS : application au modèle ForSAFE

Le choix d'une méthode d'analyse de sensibilité adaptée au modèle se base sur trois critères (Mahévas, 2011) : le nombre de simulations réalisables, le nombre de facteurs et le type de facteurs (continus ou discrets). Si tous les facteurs du modèle sont discrets, on utilise les méthodes des plans fractionnaires ou des plans D-optimaux suivi d'une analyse de variance, mais ce n'est pas le cas ici. On peut alors avoir recours à des méthodes gourmandes en simulation telles que les méthodes de Sobol ou FAST (*Fourier Amplitude Sensitivity Test*). La méthode de Sobol requiert un échantillonnage aléatoire de l'espace souvent fondé sur les techniques de Monte Carlo, et la méthode FAST repose sur un échantillonnage régulier des facteurs selon sur certaine sinusoïde. Les indices de sensibilité de FAST et de Sobol sont basés sur une décomposition exacte de la variance. Ces deux techniques nécessitent cependant des moyens de simulation importants et sont peu recommandées pour les modèles à entrées multiples. La méthode adaptée aux modèles complexes ayant un nombre important de facteurs est la méthode de Morris (Campolongo et al., 2007), on utilise cette méthode lorsque l'on ne peut pas réaliser un plan factoriel complet (Bruchou, 2011), c'est donc elle qui sera retenue pour faire l'analyse de sensibilité du modèle ForSAFE.

Il s'agit d'une méthode de criblage par discrétisation de l'espace. La variabilité des paramètres est résumée par des trajectoires (ou séries de placettes). Chaque trajectoire fait varier un paramètre à la fois, par conséquent cette méthode s'apparente aux méthodes d'analyse paramètre par paramètre (*One factor At a Time*, OAT). Une trajectoire a une origine dans l'espace qui est définie aléatoirement et comprend  $k+1$  placettes (si  $k$  est le nombre de paramètres à faire varier). Le nombre de trajectoires (ou répétition) détermine le nombre total de placettes : si  $N$  est la répétition et  $k$  le nombre de paramètres, le nombre de placettes  $p = (k+1) \times N$  (figure 18).

La méthode de Morris repose sur l'étude des variations des sorties du modèle générées par les trajectoires définies dans l'espace des facteurs. Pour chaque facteur, le premier indice de sensibilité est approché par la valeur moyenne de ces variations en valeur absolue et le deuxième indice de sensibilité est calculé via la variance de ces variations. Avec un pas de déplacement  $\delta$  et pour une trajectoire  $i$ , l'effet élémentaire  $\Delta_i^{(k)} G$  du facteur  $X^{(k)}$  sur la sortie considérée du modèle est défini par :

$$\Delta_i^{(k)} G = \frac{G(\dots, x_i^{(k)} + \delta, \dots) - G(\dots, x_i^{(k)}, \dots)}{\delta}$$

$x_i^{(k)}$  désigne la coordonnée sur la variable  $X(k)$  sur la trajectoire  $i$ . L'indice  $\mu_k^*$  relatif au facteur  $k$  consiste à faire la moyenne des valeurs absolue des effets élémentaires sur les  $N$  trajectoires (figure 10):

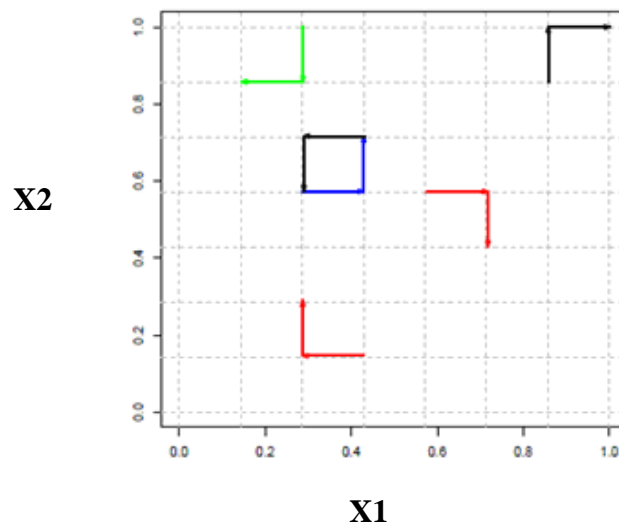
$$\mu_k^* = \frac{1}{N} \sum_{i=1}^N |\Delta_i^{(k)} G|$$

Il s'agit du premier indice de Morris qui caractérise l'effet linéaire du facteur  $X^{(k)}$  sur la sortie du modèle (plus l'effet linéaire est important, plus l'indice est élevé).

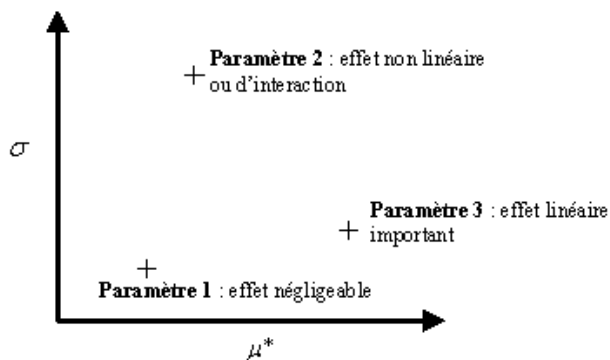
L'autre indice proposé par Morris est défini à partir de la variance des variations élémentaires sur les  $N$  trajectoires (figure 10). Pour le facteur  $X(k)$ , on a:

$$\sigma_k = \sqrt{\frac{1}{N-1} \sum_{i=1}^N (\Delta_i^{(k)} G - \mu_k^*)^2}$$

Ce deuxième indice caractérise généralement l'effet d'interaction du facteur  $X^{(k)}$ . Mais cet indice peut également représenter l'effet non linéaire du facteur. La représentation graphique du deuxième indice en fonction du premier indice associés aux facteurs (graphique  $(\mu_k^*, \sigma_k)$ ) permet de caractériser et hiérarchiser l'influence des facteurs (figure 19).



**Figure 18 :** Représentation d'une simulation de 6 trajectoires ( $N=6$ ) dans l'espace  $[1,2]^2$  (2 paramètres). Les deux dimensions sont discrétisés en 8 niveaux (ce nombre de niveaux est classiquement utilisé par les auteurs). Chaque trajectoire passe par les nœuds de la grille et se compose de 3 points ( $=k+1$ )



**Figure 19:** Représentation graphique théorique pour un modèle à trois facteurs. Chaque facteur a pour coordonnées un couple d'indices de Morris  $(\mu^*, \sigma)$

La méthode a été mise en œuvre sous le logiciel R avec l'aide de la bibliothèque *sensitivity* et de la fonction *morris*. L'ensemble des entrées de ForSAFE a été restreint à 25 paramètres détaillés dans la suite. 40 trajectoires ont été simulées (répétition = 40), ce qui nous donne un nombre de placettes virtuelles égal à 1040  $((25+1) \times 40)$ . Pour chaque facteur, la distribution des points échantillonnés est uniforme (on ne privilégie pas de zone dans l'exploration de l'univers). Dans la version v1.1 de la fonction *morris*, les indices sont calculés correctement si les facteurs sont de même unité. On utilisera la gamme par défaut [0 : 1] avec transformation adaptée *a posteriori* des tirages en gamme réelle de variation pour faire tourner ForSAFE.

La variabilité spatiotemporelle des variables d'entrées est définie à partir des 15 placettes du réseau RENECOFOR (figure 20) du modèle ForSAFE et les placettes virtuelles en fichiers exploitables par ForSAFE ont été créées sous R. Les sorties considérées du modèle pour l'analyse de sensibilité sont :

- le pH du premier horizon,
- la concentration des nitrates dans la solution du sol du premier horizon ( $\mu\text{eq.l}^{-1}$ ),
- le ratio C/N,
- le flux d'azote dans la litière ( $\text{meq.m}^{-2}.\text{a}^{-1}$ ),
- l'azote assimilable du premier horizon ( $\text{meq.m}^{-2}$ ),
- l'azote minéralisé du premier horizon ( $\text{meq.m}^{-2}$ )

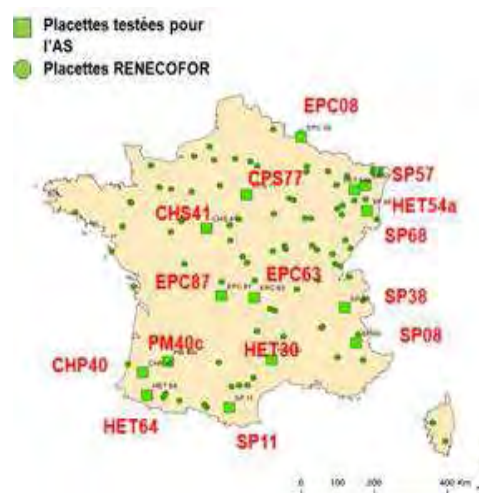
Ces sorties ont été sélectionnées pour les raisons suivantes :

-le pH et le C/N sont deux variables abiotiques clés en entrée du modèle écologique français Ecoplant. Elles permettent ainsi de lier le modèle biogéochimique ForSAFE au modèle écologique Ecoplant.

-les autres variables sont des mesures de l'azote réactif du sol (Nr). Ces sorties sont d'une grande importance. En effet, elles sont susceptibles de réagir aux fluctuations spatio-temporelles des dépôts azotés d'une part et, aux d'autres entrées comme les mesures de l'humidité du sol d'autre part. Pour cela, leur prise en compte est nécessaire pour mieux appréhender l'impact des variables abiotiques sur les différentes composantes du cycle de l'azote.

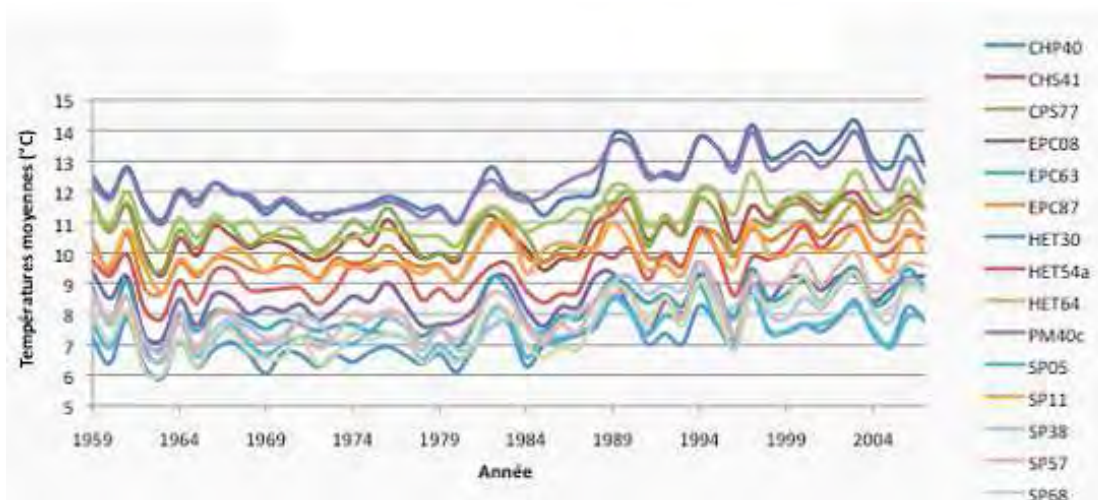
L'analyse de sensibilité a été effectuée pour l'année 2007 en raison de la présence de plusieurs variables en entrée du modèle qui sont mesurées courant de l'année 2007.

**Figure 20 : Les 15 placettes du réseau RENECOFOR**



### 2.3.2.2.1 Génération des données climat (5 facteurs climatiques)

Les facteurs climatiques ont été échantillonnés selon la méthode de Morris : la température moyenne mensuelle, la température minimale mensuelle, la température maximale mensuelle, les précipitations totales mensuelles, les radiations mensuelles ( $\text{j.cm}^{-2}$ ) et la longueur du jour moyenne mensuelle. Les données de température, précipitation et radiation sont des séries climatiques qui vont de 1959 à 2007, alors que la photophase est renseignée au pas mensuel de façon standard. La génération d'un facteur climatique consiste à choisir une série climatique de l'une des 15 placettes RENECOFOR. Pour les températures moyennes par exemple, les 1040 placettes virtuelles sont issues de l'une de ces séries d'évolution de températures (figure 21).



**Figure 21 : Températures moyennes annuelles des 15 placettes RENECOFOR**

Dans la procédure d'échantillonnage du climat, on fait l'hypothèse que ces 6 facteurs climatiques sont indépendants sur un même site. Cette hypothèse d'indépendance entre facteurs climatiques permet d'étudier séparément les effets des différents facteurs climatiques. Prendre en compte les corrélations entre facteurs climatiques aurait consisté à échantillonner tous les facteurs climatiques au sein d'une même placette, et donc l'effet du climat aurait été regroupé à travers un seul facteur général de climat.

### 2.3.2.2 Génération des données de dépôts atmosphériques (8 facteurs)

Les dépôts considérés sont ceux mesurés sur les 15 sites RENECOFOR et moyennés sur la période 1993 – 2008. Les bornes inférieures et supérieures de ces dépôts (S-SO<sub>4</sub>, Cl, NO<sub>3</sub>, NH<sub>4</sub>, Ca, Mg, K et Na) ont été définies à partir des valeurs minimales et maximales des 15 placettes RENECOFOR (tableau 5). Pour chacune des placettes virtuelles générées par la méthode de Morris, des valeurs de dépôts sont tirés aléatoirement entre les bornes inférieures et supérieures avec un niveau de discrétisation égal à 8. Ce niveau de discrétisation est classiquement utilisé par les auteurs. On suppose que les dépôts des différents composés sont indépendants (tableau 1).

**Tableau 5 : Bornes inférieures et supérieures des dépôts atmosphériques (meq.m<sup>-2</sup>.a<sup>-1</sup>)**

	S-SO <sub>4</sub>	Cl	N-NO <sub>3</sub>	N-NH <sub>4</sub>	Ca	Mg	K	Na
Borne inf.	7.7	15.3	0.8	3.3	28.3	9.6	36.0	6.6
Borne sup.	35.5	145.5	17.8	59.1	83.0	43.7	95.9	113.8

Dans le modèle ForSAFE, les dépôts EMEP sont aussi considérés en données d'entrée. Ils caractérisent plutôt une tendance temporelle de dépôts sur un carré de 50 x 50 km, contrairement aux données de dépôts RENECOFOR qui constituent des données de dépôts mesurés ponctuellement. Dans son fonctionnement, le modèle calibre ces évolutions de dépôts EMEP sur les valeurs mesurées de dépôts des sites RENECOFOR inclus dans le carré. Des investigations précédentes avaient démontré qu'il était compliqué d'étudier l'effet de la variabilité des dépôts EMEP sur la sortie du modèle ForSAFE puisque en entrée du modèle les dépôts EMEP étaient systématiquement ramenés à la valeur mesurée des dépôts RENECOFOR. Les dépôts EMEP sont donc considérés comme étant un paramètre constant du modèle (ex. les valeurs EMEP utilisées sont celles du carré de coordonnées  $i = 59$  et  $j = 33$  correspondant au site RENECOFOR CHS41). L'effet des dépôts sur les sorties du modèle a donc été uniquement évalué à partir des valeurs mesurées sur les sites RENECOFOR.



### 2.3.2.2.3 *Génération des données de sol (10 facteurs)*

Les données de sol sont assez délicates à échantillonner<sup>4</sup> car elles sont nombreuses et dépendantes les unes des autres. Par exemple la saturation au champ doit être supérieure à la capacité au champ, la somme des fractions minéralogiques doit être égale à 1, etc... Dans un souci de lisibilité des résultats et afin d'éviter des combinaisons non réalistes de facteurs sols qui feraient « bloquer » le modèle ForSAFE, l'échantillonnage des facteurs du sol a été réalisé à partir du lot de données des 15 placettes RENECOFOR et par groupe de facteurs ayant la même signification générale. Par exemple, tous les facteurs se rapportant à l'eau du sol ont été échantillonnés au sein de la même placette. Le regroupement des facteurs a été effectué comme suit :

- le facteur « cations basiques (BC) » comprend la capacité d'échange cationique et le taux de saturation,
- la matière organique du sol (SOM) comprend des données spécifiques au carbone et à l'azote,
- l'eau rassemble les données de capacité au champ, de point de flétrissement et de saturation au champ.
- la minéralogie correspond à la composition de 15 minéraux dans les horizons (K-Feldspath, Plagioclase, Albite, Hornblende, Pyroxène, Epidote, Grenat, Biotite, Muscovite, Fe-chlorite, Mg-vermiculite, Apatite, Kaolinite, Calcite, Quartz).

Les données de sol présentent également la particularité de couvrir plusieurs horizons (de 3 à 6 dans les placettes RENECOFOR). Le nombre d'horizons a été fixé à 3 pour les placettes virtuelles et les valeurs des 3 horizons ont été échantillonnées au sein de la même placette. Ce processus d'échantillonnage permet de prendre en compte la dépendance inter-horizons et de ne pas multiplier les effets des facteurs par le nombre d'horizons.

### 2.3.2.2.4 *Simulation des données de peuplement gestion (1 facteur)*

Sur les 15 sites RENECOFOR, il y a 5 grands types de peuplements associés à une essence dominante (chêne, épicéa, hêtre, pin, sapin). Pour chacune de ces essences, un scénario de gestion (caractérisé par des dates et des intensités de coupe) assez typique a été choisi. Les scénarios des placettes suivantes ont respectivement été retenus pour les 5 essences : CPS77, EPC63, HET54a, PM40c, SP11. L'échantillonnage aléatoire des valeurs comprises entre 0 et 1 du facteur de gestion a été discrétisé en 5 classes puis converti en une variable qualitative correspondant à l'essence. Le tableau 6 présente une synthèse de la procédure d'échantillonnage des facteurs d'entrées.

### 2.3.2.2.5 *Résultats de l'analyse de sensibilité de ForSAFE*

L'analyse de Morris donne la moyenne des effets élémentaires ( $\mu$ ), la moyenne des effets élémentaires en valeur absolue ( $\mu.star$ ) et l'écart type des effets élémentaires ( $\sigma$ ). On préfère utiliser l'indice  $\mu.star$  plutôt que  $\mu$  car des effets élémentaires de signe différent peuvent conduire à un indice  $\mu$  égal à 0, d'où l'intérêt de calculer la moyenne des valeurs absolues. Les résultats bruts renvoyés par l'analyse de sensibilité sont montrés dans le tableau 7 pour le pH et le C/N. Les facteurs ont été classés selon  $\mu.star$  décroissant, donc selon l'effet linéaire décroissant, mais le classement selon  $\sigma$  n'aurait pas changé beaucoup l'ordre des facteurs.

---

<sup>4</sup> Echantillonner : choisir un échantillon de données en vue d'études statistiques

**Tableau 6 : Synthèse sur l'échantillonnage des facteurs d'entrées**

Classe	Facteur	Abréviation	Niveau de discrétisation	Type de données
Climat	Température moyenne mensuelle	Tmoy	15	Choix de séries de facteurs climatiques parmi les 15 sites RENECOFOR
	Température minimale mensuelle	Tmin	15	
	Température maximale mensuelle	Tmax	15	
	Précipitations mensuelles	Precip	15	
	Radiations mensuelles	Rad	15	
	Photophase mensuelle	PhotoP	15	
	Dépôt	Chlorure	Cl	
Sulfate		S-SO4	8	
Nitrate		N-NO3	8	
Ammonium		N-NH4	8	
Calcium		Ca	8	
Magnésium		Mg	8	
Potassium		K	8	
Sodium		Na	8	
Sol	Epaisseur de l'horizon	Z (m)	15	Choix des valeurs de facteurs sol parmi 15 sites RENECOFOR Regroupement de facteurs ayant la même signification générale. Prise en compte de la dépendance inter horizons
	Densité apparente	Dens	15	
	Surface spécifique	SurfR	15	
	Pression partielle du CO <sub>2</sub>	pCO2	15	
	Coefficient de solubilité de la gibbsite	Kgibb	15	
	Cations basiques	Catbas	15	
	Matière organique	MOS	15	
	Humidité du sol	Eau	15	
	Fraction racinaire	Rac	15	
Minéralogie	Minéralo	15		
Gestion	Essence dominante et sylviculture	gestion	5	Choix parmi 5 scénarios de gestion

**Tableau 7 : Hiérarchisation des facteurs d'entrée selon leurs effets linéaires pour le pH et le C/N du premier horizon du sol**

pH				C/N			
Facteurs	mu	mu.star	sigma	Facteurs	mu	mu.star	sigma
CatBas	-0.56	9.02	14.43	Eau	-4.51	115.47	199.85
Dens	0.56	4.45	8.19	Precip	-4.87	37.54	76.38
Z	-2.63	3.96	6.57	Tmin	-	27.15	42.68
					14.83		
Eau	1.87	3.50	6.24	Tmoy	-3.04	23.20	47.90
Precip	-0.12	1.93	3.55	Gestion	3.96	21.95	31.28
Mineralo	-0.66	1.77	3.24	Rad	-2.96	20.62	42.03
SurfR	0.83	1.65	2.91	Tmax	-0.86	12.13	27.07
Gestion	-0.75	1.44	2.15	Z	-6.13	8.60	17.42
Rac	0.36	1.31	3.18	N-NH4	-3.61	4.55	7.28
Tmin	0.06	1.13	2.38	PhotoP	-0.27	3.09	8.64
Cl	-0.96	1.06	1.42	CatBas	0.47	2.52	5.05
Tmoy	-0.13	1.02	1.55	Rac	-0.85	1.85	5.17
Rad	-0.40	0.96	2.35	Dens	0.33	0.90	1.96
Na	0.87	0.90	1.22	Cl	0.55	0.59	1.14
Tmax	-0.46	0.79	1.98	Na	-0.40	0.46	0.95
K	0.39	0.39	0.57	N-NO3	-0.19	0.27	0.38
Ca	0.35	0.35	0.59	SurfR	0.00	0.22	0.54
N-NH4	-0.29	0.31	0.39	Minéralo	-0.12	0.20	0.42
S-SO4	-0.25	0.28	0.35	Ca	-0.09	0.10	0.24
Mg	0.21	0.21	0.28	K	-0.08	0.09	0.25
PhotoP	0.02	0.11	0.23	S-SO4	0.08	0.08	0.13
N-NO3	-0.06	0.07	0.08	Mg	-0.05	0.06	0.15
Kgibb	-0.01	0.05	0.11	pCO2	0.04	0.06	0.27
pCO2	-0.01	0.03	0.08	Kgibb	-0.04	0.04	0.16
MOS	0.00	0.00	0.00	MOS	0.00	0.01	0.04

L'interprétation est la suivante : pour le pH, les cations basiques (capacité d'échange cationique et taux de saturation) ont l'effet linéaire le plus marqué ( $\mu$ .star le plus élevé) et la matière organique du sol (carbone et azote organiques exprimés en  $\text{g.m}^{-2}$ ) ont l'effet linéaire le moins important. Les résultats de l'analyse de sensibilité selon la méthode de Morris sont généralement représentés sur un graphique ( $\mu^*$ , $\sigma$ ) (figure 22).

Les graphiques ( $\mu^*$ , $\sigma$ ) (figure 22) montrent qu'il y a une corrélation linéaire entre  $\mu^*$  et  $\sigma$  ; les facteurs qui ont un effet linéaire important sur les sorties ont également un fort effet non linéaire ou d'interaction important. Ce constat est évident pour les 6 sorties à l'exception du flux d'azote de la litière pour lequel on peut distinguer des facteurs ayant plutôt des effets linéaires (gestion) et des facteurs ayant plutôt des effets complexes (température maximale).

D'autre part, on peut remarquer que les 6 sorties considérées sont particulièrement sensibles à un ou deux facteurs. Les cations basiques (capacité d'échange cationique et taux de saturation) ont une forte influence sur le pH, et l'eau du sol a une influence très marquée pour les 5 sorties relatives à l'azote. Pour rappel, l'eau du sol comprend les données de capacité au champ, de point de flétrissement, de percolation et de saturation au champ. On peut également noter que le facteur gestion (essence dominante et sylviculture) a un effet direct important sur le flux d'azote dans la litière.

Il est possible de classer les facteurs d'entrées des 6 sorties selon  $\mu^*$  (tableau 8) afin d'apprécier l'influence des facteurs d'entrées.

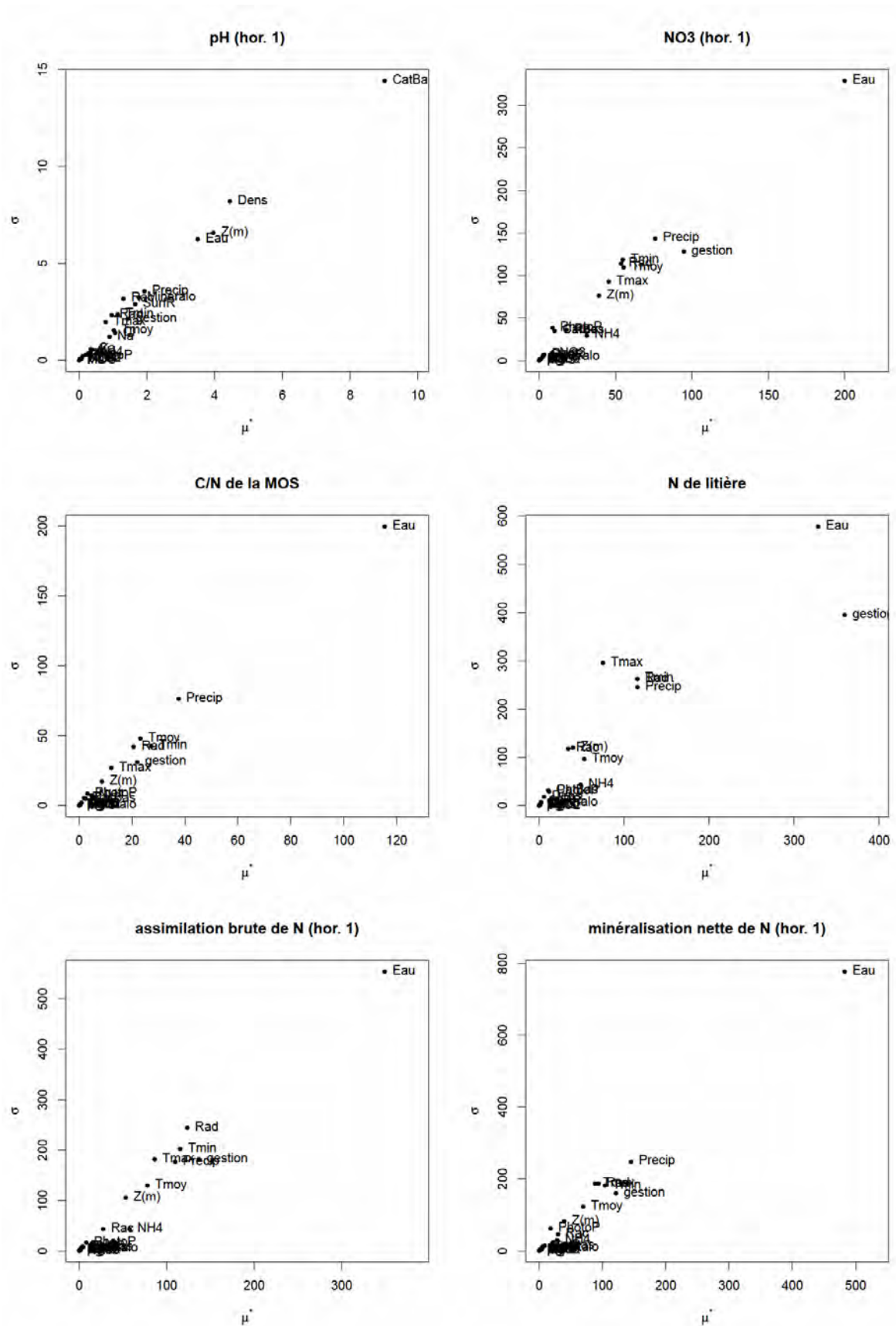


Figure 22 : Graphiques ( $\mu^*$ , $\sigma$ ) pour les 6 sorties de ForSAFE : pH, N-NO3, C/N, flux d'azote dans la litière, assimilation de N par les plantes et minéralisation nette de l'azote (année 2000)

**Tableau 8 : Classement des facteurs d'entrées selon  $\mu^*$  décroissant**

<b>pH</b>	<b>N-NO3</b>	<b>C/N</b>	<b>N litière</b>	<b>N assimilation</b>	<b>N minéralisation</b>
CatBas	Eau	Eau	Gestion	Eau	Eau
Dens	Gestion	Precip	Eau	Gestion	Precip
Z	Precip	Tmin	Precip	Rad	Gestion
Eau	Tmoy	Tmoy	Tmin	Tmin	Tmin
Precip	Tmin	Gestion	Rad	Precip	Rad
Mineralo	Rad	Rad	Tmax	Tmax	Tmax
SurfR	Tmax	Tmax	Tmoy	Tmoy	Tmoy
Gestion	Z	Z	N-NH4	N-NH4	Z
Rac	N-NH4	N-NH4	Z	Z	Rac
Tmin	Rac	PhotoP	Rac	Rac	N-NH4
Cl	CatBas	CatBas	N-NO3	N-NO3	PhotoP
Tmoy	PhotoP	Rac	PhotoP	PhotoP	CatBas
Rad	N-NO3	Dens	CatBas	CatBas	Dens
Na	Dens	Cl	Dens	Dens	Minéralo
Tmax	SurfR	Na	Minéralo	Minéralo	N-NO3
K	Minéralo	N-NO3	SurfR	SurfR	SurfR
Ca	Na	SurfR	Cl	Cl	Cl
N-NH4	Cl	Minéralo	Na	Na	Na
S-SO4	Ca	Ca	Ca	Ca	Ca
Mg	K	K	S-SO4	MOS	K
PhotoP	S-SO4	S-SO4	K	K	MOS
N-NO3	Mg	Mg	MOS	S-SO4	S-SO4
Kgibb	pCO2	pCO2	Mg	Mg	Mg
pCO2	Kgibb	Kgibb	Kgibb	pCO2	pCO2
MOS	MOS	MOS	pCO2	Kgibb	Kgibb

En terme d'interprétation, on peut séparer les résultats du pH et les résultats des 5 sorties liées à l'azote (tableau 7 et 8). Le pH est d'abord influencé par 4 facteurs de sol : les cations basiques, la densité du sol, l'épaisseur des horizons et l'eau. Les précipitations constituent le facteur climatique ayant la plus forte influence sur le pH, suivi de la minéralogie, de la proportion de racines et de la surface d'échange. Ensuite viennent les températures et les radiations, ainsi que la gestion. Les dépôts de Na et Cl (sel) semblent aussi avoir une influence moyenne. Ces dépôts de NaCl sont très liés aux précipitations et ils doivent en réalité refléter l'effet drainage déjà pris en compte avec l'eau du sol et les précipitations.

D'après l'analyse de sensibilité, le pH est déterminé par des facteurs d'abord liés au sol, au climat puis à la gestion forestière. Ce constat n'a rien de surprenant, mais on aurait quand même pu prévoir une influence plus marquée de la part des dépôts de soufre ou de la matière organique du sol. En effet, les processus d'altération des minéraux qui dépendent de la nature des phases porteuses et des facteurs climatiques, sont responsables des phénomènes d'acidification ou d'alcalinisation de la solution de sol (Probst et al. 2000, Apollaro et al., 2009).

Par ailleurs, les 5 sorties qui reflètent les quantités et flux d'azote du sol présentent à peu près le même classement d'ordre d'importance des différents facteurs d'entrées. L'eau du sol a une influence de haute importance, suivi de près par la gestion forestière. Ce sont ensuite les facteurs climatiques (précipitations, températures et radiations) qui déterminent les sorties d'azote, et la photopériode est un peu plus en retrait. Les dépôts d'ammonium ont également un effet significatif et les dépôts de nitrate, même s'ils sont dans la catégorie « effets négligeables », sont bien placés dans le classement. En comparant l'influence des dépôts d'azote entre les différentes sorties d'azote, on pourrait détecter un indicateur d'azote du sol particulièrement sensible aux dépôts d'azote. Pour les nitrates, le flux d'azote de la litière, l'assimilation d'azote et la minéralisation d'azote, les dépôts d'ammonium exercent un effet linéaire moyen, tandis que les dépôts de nitrates ont une influence plutôt négligeable. Ces 4 sorties sont probablement sensibles aux dépôts d'azote, contrairement au C/N pour lequel on ne perçoit pas vraiment d'effet linéaire (ou complexe) assez démarqué des dépôts d'ammonium et de nitrate, même s'ils sont assez hauts dans le classement (tableau 8).

### 2.3.2.3 Approche quantitative de l'AS : application sur ForSAFE-VEG

La méthodologie que nous proposons afin d'approcher quantitativement l'AS du modèle est la suivante :

- I. élaborer une étude de corrélation entre les variables d'entrée et quelques sorties de ForSAFE-VEG par une analyse multivariée suivie d'un test statistique non paramétrique (kendall's tau coefficient  $\tau$ ),
- II. vérifier si la distribution de probabilité des variables d'entrée suit une loi normale par l'application du test de *Kolmogorov-Smirnov* suivi du *Lilliefors test*,
- III. générer des échantillons à partir des distributions définies
- IV. estimer les sorties pour chaque série générée et calculer le pourcentage de variation pour chacune des sorties.

Les données utilisées pour cette approche proviennent de la base de données «charges critiques» (Probst et al., 2008b). Cette base de données inclue des mesures de suivi à long terme des écosystèmes forestiers du réseau RENECOFOR et des études réalisées à EcoLab dans le cadre de différents programmes de recherche. Les entrées du modèle ForSAFE sont des variables mesurées sur 15 placettes du réseau RENECOFOR. Ces dernières ont bénéficié d'un long suivi et sont bien réparties dans toute la France (figure 20). La description des composantes 'Climat', 'Sol' et 'Dépôts' est présentée dans les tableaux 9, 10, 11 et 12. Les données climatiques sont des moyennes mensuelles de l'année 2007. Les données de dépôts, quant à elles, sont des moyennes annuelles sur la période 1993-2007. En effet notre choix était d'exploiter les résultats de l'année 2007 en raison de la présence de quelques paramètres d'entrée du modèle mesurés en 2007. De plus, les entrées du sol sélectionnées pour cette AS ne renseignent que le premier horizon. En effet, ForSAFE prédit plus de sorties pour cet horizon que pour les autres.

**Tableau 9: Données climatiques utilisées pour l'AS**

Variable	Année	Description
<b>T</b>	2007	Température MOYENNE mensuelle (°C)
<b>P</b>	2007	CUMUL mensuel des Précipitations (mm.m <sup>-2</sup> )
<b>Rad</b>	2007	Radiation solaire MOYENNE mensuelle ( $\mu\text{mole}_{\text{photon}}\cdot\text{m}^{-2}$ )
<b>Daylenght</b>	2007	Longueur du jour MOYENNE mensuelle (min)

**Tableau 10: Données du sol utilisées pour l'AS**

Variable	Horizon	Description
<b>Z</b>	1	L'épaisseur de la couche de sol (m)
<b>Dens</b>	1	Densité apparente du sol (kg.m <sup>-3</sup> )
<b>Area</b>	1	Surface spécifique (m <sup>-2</sup> .m <sup>-2</sup> )
<b>Cec</b>	1	Capacité d'échange cationique du sol (keq.m <sup>-2</sup> )
<b>BS fraction</b>	1	Saturation en base (%)
<b>SOMC</b>	1	Carbone organique du sol (g.m <sup>-2</sup> )
<b>SOMN</b>	1	Azote organique du sol (g.m <sup>-2</sup> )
<b>Fc</b>	1	Capacité au champ (m <sup>3</sup> .m <sup>-3</sup> )
<b>Wp</b>	1	Point de flétrissement (m <sup>3</sup> .m <sup>-3</sup> )
<b>Lp</b>	1	Percolation de l'eau (m <sup>3</sup> .m <sup>-3</sup> )
<b>Fs</b>	1	Saturation au champ (m <sup>3</sup> .m <sup>-3</sup> )
<b>% root</b>	1	Pourcentage de la biomasse racinaire dans la couche du sol (%)

**Tableau 11: Différents minéraux utilisés pour l'AS**

Minéraux (%)
K-Feldspar, Plagioclase, Albite, Hornblende, Pyroxène, Epidote, Grenat, Biotite, Muscovite, Fe-chlorite, Mg-vermiculite, Apatite, Kaolinite, Calcite et Quartz.

**Tableau 12: Données de dépôts mesurés et utilisés pour l'AS**

Variable	Année	Description
Cl dep	1993-2007	MOYENNE Dépôts de chlore (meq.m <sup>-2</sup> .a <sup>-1</sup> )
SO <sub>4</sub>	1993-2007	MOYENNE Dépôts de soufre (meq.m <sup>-2</sup> .a <sup>-1</sup> )
NO <sub>3</sub>	1993-2007	MOYENNE Dépôts de nitrate (meq.m <sup>-2</sup> .a <sup>-1</sup> )
NH <sub>4</sub>	1993-2007	MOYENNE Dépôts d'ammonium (meq.m <sup>-2</sup> .a <sup>-1</sup> )
Ca	1993-2007	MOYENNE Dépôts de calcium (meq.m <sup>-2</sup> .a <sup>-1</sup> )
Mg	1993-2007	MOYENNE Dépôts de magnésium (meq.m <sup>-2</sup> .a <sup>-1</sup> )
K	1993-2007	Dépôts de potassium (meq.m <sup>-2</sup> .a <sup>-1</sup> )
Na	1993-2007	Dépôts de sodium (meq.m <sup>-2</sup> .a <sup>-1</sup> )

### 2.3.2.3.1 *Choix des variables pour l'analyse des corrélations*

Nous avons effectué une étude de corrélation par ACP afin de visualiser rapidement dans le plan principal des corrélations potentielles entre les entrées et les sorties de ForSAFE-VEG. Ceci permettra par la suite de se concentrer sur les variables présentant de fortes corrélations. A ce stade de l'étude, l'hypothèse de normalité des distributions n'a pas été vérifiée. Pour cela, les données ont été normalisées avant l'élaboration de l'ACP.

Les calculs ont été effectués à l'aide de l'outil de simulation mathématique Matlab.

L'attention s'est portée exclusivement sur 8 sorties du modèle : pH, C/N, la minéralisation nette d'azote (NminN en meq.m<sup>-2</sup>), le taux d'altération des cations basiques (Bc weath. en keq.ha<sup>-1</sup>.a<sup>-1</sup>), la charge critique d'azote (CCN en meq.m<sup>-2</sup>.a<sup>-1</sup>), le % d'occupation des herbes, des mousses et des graminées (%herb, %moss, %grass). Ces paramètres de sorties ont été sélectionnés pour les raisons suivantes :

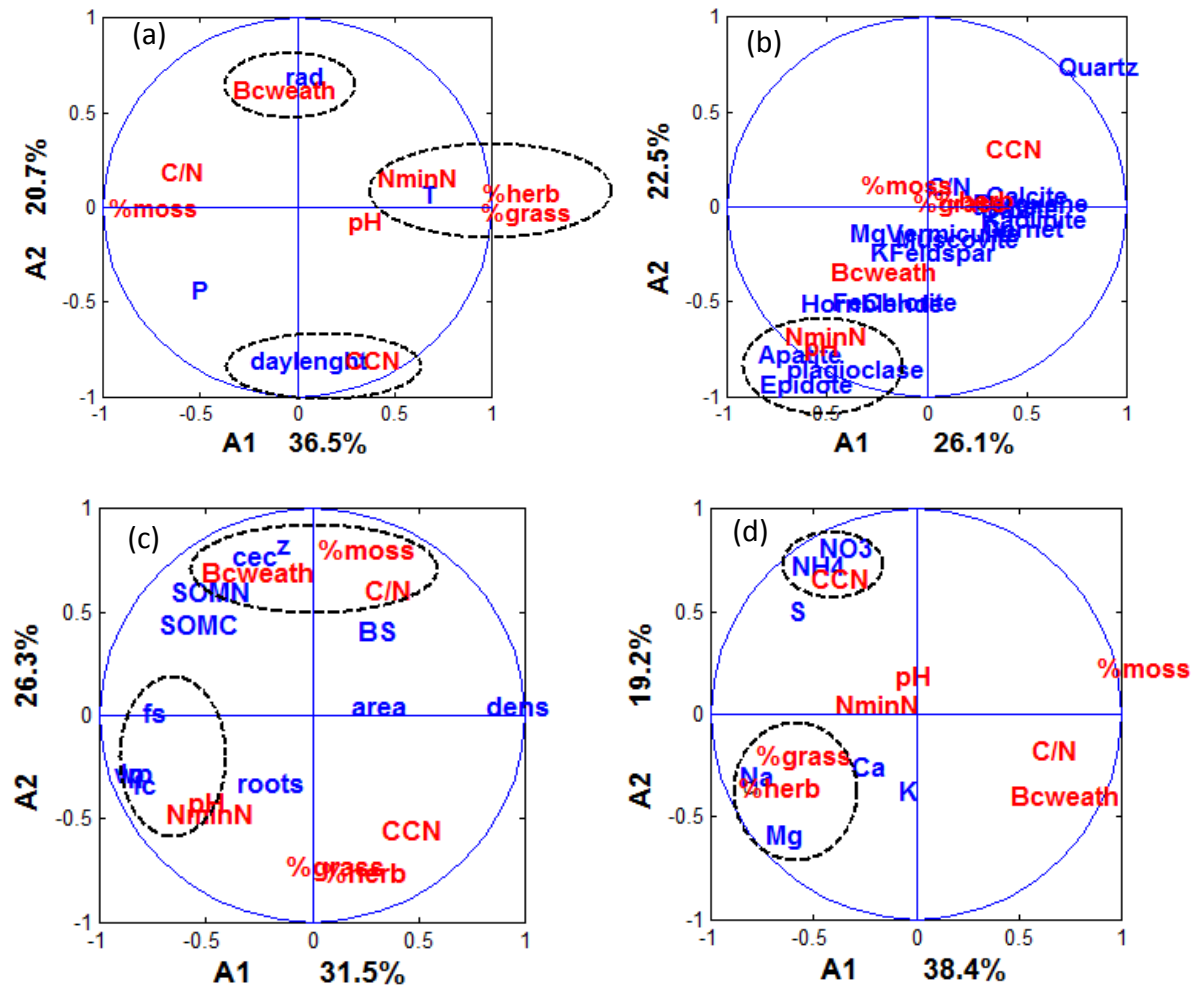
- pH et C/N sont deux variables clés du modèle écologique français Ecoplant,
- NminN est une variable primordiale pour appréhender le cycle de l'azote et estimer l'azote réactif
- Bc weath. est une variable affectant le CCN
- CCN est le résultat ultime du couplage ForSAFE-VEG
- %herb, %moss et % grass sont des variables indicatrices de la richesse écologique en lien avec les dépôts atmosphériques.

Quatre matrices ont été construites afin d'élaborer les cercles de corrélation : climat, sol, dépôts atmosphériques et minéralogie. Pour les raisons évoquées ci-dessus, les valeurs des sorties : pH, C/N, NminN et Bc weath ont été considérées pour le premier horizon du sol et sont celles de 2007. Les valeurs des variables : % d'occupation des herbes, des mousses et des graminées sont aussi celles de 2007. La charge critique azote (CCN), quant à elle, est une donnée estimée en fonction des scénarios de dépôts. Il s'agit d'une valeur unique par site qu'importe l'année. Ces matrices contiennent ainsi 15 observations correspondantes aux 15 placettes RENECOFOR.

### 2.3.2.3.2 *Analyse des cercles des corrélations*

Les cercles des corrélations nous permettent de représenter la direction de chacune des variables d'entrée (en bleu) et de sortie (en rouge) dans le plan principal (axes A1 et A2) mettant ainsi en exergue des corrélations entre les variables. L'examen des résultats (figure 23 a, b, c et d) montre que :

- les variables daylenght et CCN sont associées sur l'axe A2, indiquant une corrélation probable. A l'opposé du même axe on trouve aussi, une adéquation entre la variable « rad » et la variable Bcweath. De même sur l'axe 1, la température apparaît corrélée aux NminN, %moss et %herb. (figure 23 a).
- Les variables d'entrée plagioclase, apatite et épidote sont associées à NminN et pH. (figure 23 b).
- Certaines variables sont associées autour de l'axe 2 à des degrés plus ou moins forts. C'est le cas de z, cec, Bcweath, SOMN en entrées et de %moss et C/N en sorties. Les variables wp, lp, et fc sont également superposées (fig. 23 c) et sont donc fortement corrélées. Des corrélations entres ces dernières d'une part, et fs pH et Nmin d'autre part, sont aussi probables (figure 23 c).
- NO3, NH4 en entrées sont associées à CCN et Na et Mg à % grass et % herb (figure 23 d).



**Figure 23: Cercles de corrélation représentant les variables d'entrée de ForSAFE (en bleu) et les variables de sortie (en rouge) sur les deux plans principaux A1 et A2 ; a : matrice de corrélation entre variables climatiques et les 8 sorties sélectionnées, b : matrice de corrélation entre variables minéralogiques et les 8 sorties sélectionnées, c : matrice de corrélation entre les variables physico-chimiques du sol et les 8 sorties sélectionnées, d : matrice de corrélation entre les variables de dépôts mesurés et les 8 sorties sélectionnées.**

Afin de vérifier si les corrélations observées et pressenties sont significatives, une approche de corrélation non-paramétrique (corrélation de rangs) a été utilisée car le nombre d'observations est relativement faible (<50). De plus, l'hypothèse de la normalité de la distribution des variables n'a pas été vérifiée à ce stade de l'étude. Les résultats du  $\tau$  (tau) de Kendall avec son seuil de signification ( $p < 0.05$ ) sont illustrés dans le tableau 9. Seules les corrélations significatives ( $p < 0.05$ ) obtenues entre les entrées et les sorties sélectionnées, sont présentées.



**Tableau 13 : Corrélations entre les paramètres d'entrée et les paramètres de sorties sélectionnés évaluées par le  $\tau$  (tau) de kendall**

Entrées	Sorties	$\tau$
z	%moss	0.52*
dens	pH	-0.46*
cec	Bcweath	0.54**
SOMN	CCN	-0.58**
fc	NminN	0.44*
wp	NminN	0.54**
lp	NminN	0.44*
fs	pH	0.48*
Plagioclase	pH	0.44*
Apatite	pH	0.41*
T	%moss	-0.44*
T	%herb	0.48*
daylenght	CCN	0.47*
Cl	%moss	-0.52*
Cl	%herb	0.58**
Mg	%moss	-0.6**
Mg	%herb	0.69**
Na	%moss	-0.54**
Na	%herb	0.6**

\* pour  $p < 0.05$  et \*\* pour  $p < 0.005$ ,  $n = 15$

Les résultats illustrés dans le tableau 13 permettent d'identifier quelques variables d'entrée clés ayant un impact potentiel sur les sorties. La variable z (épaisseur de l'horizon 1 du sol) est significativement corrélée à la variable %moss (pourcentage d'occupation des mousses). Les interactions entre ces deux variables sont liées principalement au rôle pionnier des mousses dans la genèse des sols. Ces dernières sont, à ce titre, impliquées dans plusieurs processus de résilience écologique. Une fois installées, les mousses constituent un substrat attractif pour les autres espèces végétales. Elles ont donc un rôle dans la structuration des couches superficielles du sol et dans son enrichissement en matière organique (Zhao et al., 2009).

La capacité d'échange cationique « cec » est corrélée avec le taux d'altération des cations basiques « Bcweath ». Le CEC désigne la capacité du complexe argile-humique à fournir des cations basiques ou éléments nutritifs par réactions d'échange avec la solution du sol, affectant ainsi l'acidité ou la basicité de la solution. Les réactions d'altération sont des réactions complexes de dissolution chimique des minéraux du sol, libérant des cations basiques qui peuvent se fixer sur le complexe d'échanges des sols. Les réactions d'échange et d'altération ont le même effet sur la chimie de la solution du sol (acidité-basicité), toutefois, les réactions d'échange sont réversibles et plus rapides que les réactions d'altération.

Il existe également une corrélation significative négative entre la densité apparente du sol et le pH (tableau 13). En effet, la densité apparente du sol est un indicateur de l'intensité de compaction d'un sol donné. Elle est souvent utilisée pour confirmer un diagnostic de compaction. Plusieurs études ont déjà souligné l'interaction qui existe entre la densité apparente du sol d'une part, et plusieurs facteurs affectant la croissance racinaire, l'accumulation des éléments nutritifs par les plantes supérieures, d'autre part ((Lipiec et Stepniewski, 1995) ; Hamza et Anderson, 2005). Au-delà d'une certaine limite, l'augmentation de la densité apparente peut limiter la diffusion de l'air, de l'eau et des solutés à l'interface sol-racines. Ceci limite la capacité de neutralisation des eaux des précipitations par les mécanismes d'échange ou d'altération et peut donc expliquer la baisse du pH avec l'augmentation de la densité du sol (Lipiec et Stepniewski, 1995).

La charge critique d'N CCN est corrélée négativement avec l'azote organique du sol SOMN. La variable CCN correspond à la quantité maximale de dépôts azotés qu'un écosystème peut tolérer. Il s'agit bien du dépôt d'azote réactif (Nr) réduit ( $\text{NH}_y$ ) et oxydé ( $\text{NO}_x$ ). L'excès d'Nr est assimilé par le système racinaire entraînant ainsi une augmentation de la teneur d'Nr dans les feuilles (Galloway et al., 2003). Cette

accumulation d'Nr dans la biomasse aérienne induit une augmentation de la productivité et de la production de litière et donc de l'azote organique du sol. Cependant, le phénomène de saturation des écosystèmes en Nr associé à un processus de lessivage des nitrates peut se produire (Galloway et al., 2003). Il dépend de la capacité des compartiments biologiques (microbes + plantes) à assimiler efficacement l'Nr. Le taux de nitrification net et la concentration des nitrates  $\text{NO}_3^-$  dans la solution du sol sont deux indicateurs clés du processus de saturation des écosystèmes forestiers en Nr (Galloway et al., 2003). Les fluctuations de ces deux mesures peuvent affecter la charge critique d'N. Il y a probablement un lien entre la capacité d'un écosystème à immobiliser efficacement l'azote d'une part et sa sensibilité aux dépôts azotés d'autre part. Par ailleurs la CCN se trouve corrélée positivement avec la longueur du jour. On ne trouve pas dans la littérature des études associant directement la longueur du jour à la CCN. Comprendre les facteurs affectant la CCN, est une tâche très complexe en raison de la multiplicité des facteurs biogéochimiques et écologique impliqués et leurs interdépendances. Des études complémentaires couplant l'expérimentation à la modélisation devront se poursuivre afin d'établir des correspondances entre certaines mesures et la CCN.

Par ailleurs, des corrélations positives très significatives ont été obtenues entre les entrées exprimant l'humidité du sol (fc, wp et lp) et le taux de minéralisation de l'azote (NminN). Plusieurs études se sont focalisées sur les interactions entre l'humidité du sol, la température et le taux de minéralisation de l'azote organique (Quemada and Cabrera, 1997 ; Wang et al., 2006 ; Tian et al., 2010 ; Guntiñas et al., 2011). L'humidité du sol affecte le taux de minéralisation net de l'N en stimulant l'activité microbienne (Quemada and Cabrera, 1997). Cependant, l'intensité de cet impact varie en fonction de la température, du type d'écosystèmes étudiés et de sa gestion (Wang et al., 2006 ; Guntiñas et al., 2011).

Des corrélations significatives positives ont été identifiées entre les dépôts de Cl, de Na et de Mg et le pourcentage d'occupation des plantes herbacées. En effet, la croissance des plantes dépend principalement de la disponibilité d'au moins 13 éléments minéraux (Mayland and Wikinson, 1996). Il s'agit de six macronutriments : N, P, K, Ca, Mg, P et S et de sept micronutriments ou éléments traces : B, Cl, Cu, Fr, Mn, Mo et Zn. Les concentrations normales des macronutriments dans les plantes dépassent les  $1 \text{ g.kg}^{-1}$  alors que celles des micronutriments sont inférieures à  $3 \text{ mg.kg}^{-1}$  (Mayland and Wikinson, 1996). La corrélation positive obtenue entre le dépôt de Mg et le pourcentage d'occupation des herbes peut s'expliquer par le rôle indispensable du Mg dans le développement des plantes. Toutefois, les dépôts atmosphériques de Cl, Na et Mg sont essentiellement d'origine océanique, ainsi ils reflètent l'importance des précipitations. La relation avec l'abondance des herbes exprime la relation avec l'intensité des précipitations qui favorise l'humidité ambiante et donc l'expansion potentielle des herbes favorisée en milieu humide.

Toutefois, des corrélations significatives négatives ont été identifiées entre les dépôts de Cl, de Na et de Mg et le pourcentage d'occupation des mousses. Les mousses ont pourtant souvent une affinité pour les milieux humides. Ceci révèle peut être ici leur besoin moins important en dépôts de cations basiques pour leur développement et leur sensibilité plus importante à d'autres facteurs comme le rapport C/N par exemple.

La température est connue comme le facteur limitant la répartition des plantes et stimulant la croissance. L'intervalle des températures compatibles avec la croissance des plantes est généralement compris entre  $0^\circ\text{C}$  et  $45^\circ\text{C}$  (Hopkins, 2003). Ceci peut expliquer ici les corrélations positives entre la température et le pourcentage d'occupation des plantes herbacées. Mais par ailleurs, des corrélations négatives ont été mises en évidence entre la réponse des mousses et la température. Ceci rejoint les relations avec les paramètres de dépôts précédemment évoquées et le rôle positif des précipitations pour la strate herbacée et négatif pour les mousses.

Belnap et al. (2006) se sont penchés sur la dynamique de la richesse écologique des mousses et des lichens. Ils ont mis en évidence des interactions entre l'abondance des mousses et des lichens et les variations annuelles et saisonnières des températures et des précipitations. De plus, des corrélations négatives ont été observées entre l'abondance des mousses d'une part et, les températures les plus chaudes des saisons printemps et été d'autre part (Belnap et al., 2006). La prise en compte globalisée des effets en termes de corrélation peut peut-être expliquer cette dichotomie observée entre mousses et herbes vis-à-vis des paramètres climatiques.

Enfin, des corrélations positives ont été observées entre les pourcentages de plagioclase et d'apatite d'une part, et le pH du sol, d'autre part. En effet, ces deux minéraux sont connus pour être les minéraux silicatés de sols parmi les plus altérables. Leur altération libère du calcium, du sodium, des bicarbonates ...,

contribuant ainsi à la neutralisation de l'acidité du sol et donc à l'augmentation du pH. (Probst et al., 1990, 2000 ; Apollaro et al., 2009).

### 2.3.2.3.3 *Vérification de la normalité de la distribution de probabilité des variables d'entrée par application du test de Kolmogorov-Smirnov et du Lilliefors test*

Dans un second temps, il était important de déterminer si la distribution de probabilité des variables d'entrée mentionnées dans le tableau 10, suit une loi normale. L'objectif est : i) de pouvoir générer de données pour chaque variable en respectant la loi normale de distribution ; ii) d'échantillonner d'une façon aléatoire des valeurs proches des minimales et d'autres proches des maximales ; et iii) d'exécuter le modèle. Rappelons que la loi normale est le modèle probabiliste le plus utilisé pour décrire des phénomènes observés variés. A cette distribution normale, nous associerons une description intrinsèque par le calcul de la moyenne, de la médiane, du maximum, du minimum et de l'écart-type. Aussi, le test statistique *Kolmogorov-Smirnov* (KS test) couplé au test *Lilliefors* (LS test) a été appliqué pour vérifier l'hypothèse de normalité des variables en comparant les coefficients KS et LS à des valeurs critiques CV (CV1 et CV2). Les figures 24 (a, b, c et d), 25(a et b), 26(a et b) et 27 (a, b, c, d et e) illustrent les fonctions de répartition de la loi de probabilité de chacune des entrées (ou cumul des probabilités) (en bleu) et celle d'une loi normale simulée (en rouge). Les tableaux 14, 15 et 16 présentent les statistiques descriptives.

Les variables Z, dens, fc, fs, T, daylenght, Cl et Mg indiquent une bonne dispersion des valeurs autour de leurs moyennes. Par contre, une forte variabilité des variables cec, plagio et apatite est observée. Cette variabilité est liée à la spécificité de chaque écosystème étudié et aux propriétés physico-chimiques et biologiques correspondantes (tableaux 14, 15 et 16). Les tests statistiques et les figures 24 à 27 montrent que les variables suivantes : z, densité, SOMN, FS, Fc, daylenght, Temp, Cl et Na suivent bien une loi normale, leurs valeurs de KS et de LS étant inférieures aux valeurs critiques 0.33 (CV1) et 0.22 (CV2), respectivement. Les p-values ou 'P' varient entre 0.6 et 0.99 pour la variable SOMN et pour les deux variables dens et Fs, respectivement. Nous pouvons donc générer des données à partir de leurs valeurs de base selon la loi de distribution normale.

Par ailleurs, nous nous limiterons pour les variables restantes : cec, apatite, plagioclase et Mg à les faire varier selon leurs valeurs maximales et minimales. En effet, les trois variables cec, apatite et plagioclase semblent plutôt s'apparenter à d'autres lois de distribution. Par contre selon le test de *Kolmogorov-smirnov* et *Lilliefors*, la variable Mg ne suit pas statistiquement une distribution normale. Mais, elle ne s'éloigne pas pour autant de cette configuration.

**Tableau 14 : Description statistique des variables z, dens, cec et somn. Moy : moyenne, Med : médiane, Max : maximum, Min : minimum, Std : Ecart-type, P : la valeur de la probabilité, KS : *Kolmogorov-Smirnov* test, LS : *Lilliefors* test, CV : valeur critique**

	Z (m)	Dens (kg.m <sup>-3</sup> )	CEC (K <sub>eq</sub> .m <sup>-2</sup> )	SOMN (g.m <sup>-2</sup> )
Moy	0.08	816.7	0.007	192.1
Med	0.08	816.6	0.003	140.9
Max	0.15	1368	0.035	529.5
Min	0.02	317.9	0.001	67.8
Std	0.04	293.7	0.008	112.1
P	0.83	0.99	0.396	0.60
KS	0.15	0.08	0.223	0.18
CV1	0.33	0.33	0.337	0.33
LS	0.15	0.08	0.384	0.21
CV2	0.22	0.22	0.220	0.22

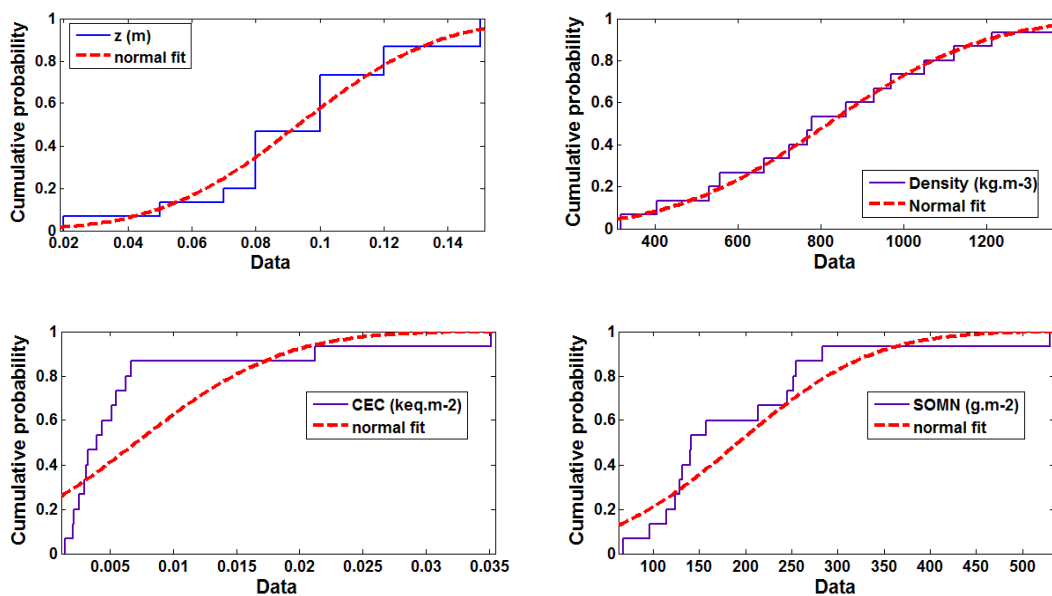


Figure 24 : Fonctions de répartition des variables : z, dens, cec et somn. En bleu, les cumuls de probabilités et en rouge, l'ajustement à la loi normale de la distribution

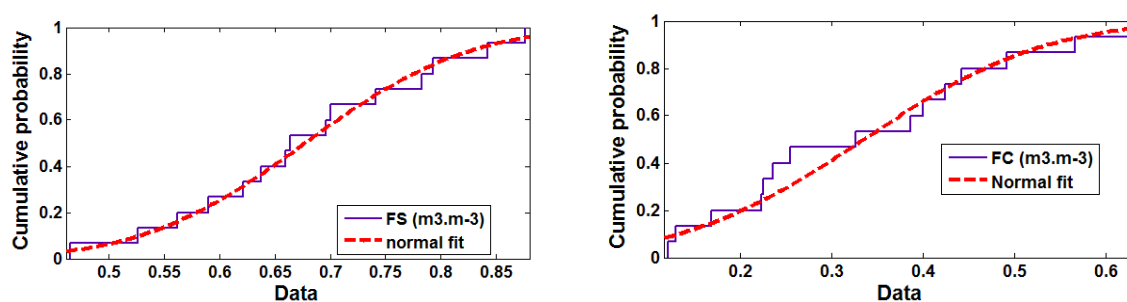


Figure 25 : Fonctions de répartition des variables : Fs, et Fc. En bleu, cumuls de probabilités et en rouge, ajustement à la loi normale de la distribution

Tableau 15 : Description statistique des variables fc, fs et plagioclase, apatite

	fc (m <sup>3</sup> .m <sup>-3</sup> )	fs (m <sup>3</sup> .m <sup>-3</sup> )
Moy	0.33	0.67
Med	0.32	0.66
Max	0.63	0.87
Min	0.12	0.46
Std	0.15	0.11
P	0.74	0.99
KS	0.16	0.09
CV1	0.33	0.33
LS	0.16	0.08
CV2	0.22	0.22

	Plagioclase (%)	Apatite (%)
Moy	7.28	0.4
Med	2.70	0.15
Max	29.54	1.94
Min	0.001	0.001
Std	9.92	0.54
P	0.08	0.17
KS	0.31	0.27
CV1	0.33	0.33
LS	0.30	0.28
CV2	0.22	0.22

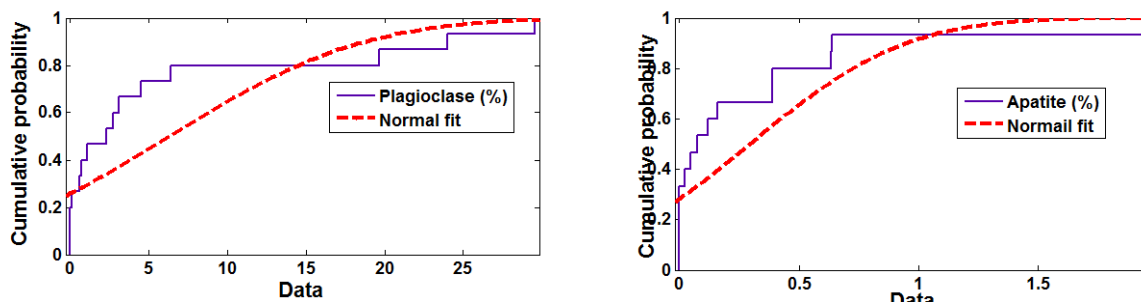


Figure 26: les fonctions de répartition des variables : plagioclase (a), et apatite (b). En bleu les cumuls de probabilités et en rouge l'ajustement à la loi normale de la distribution

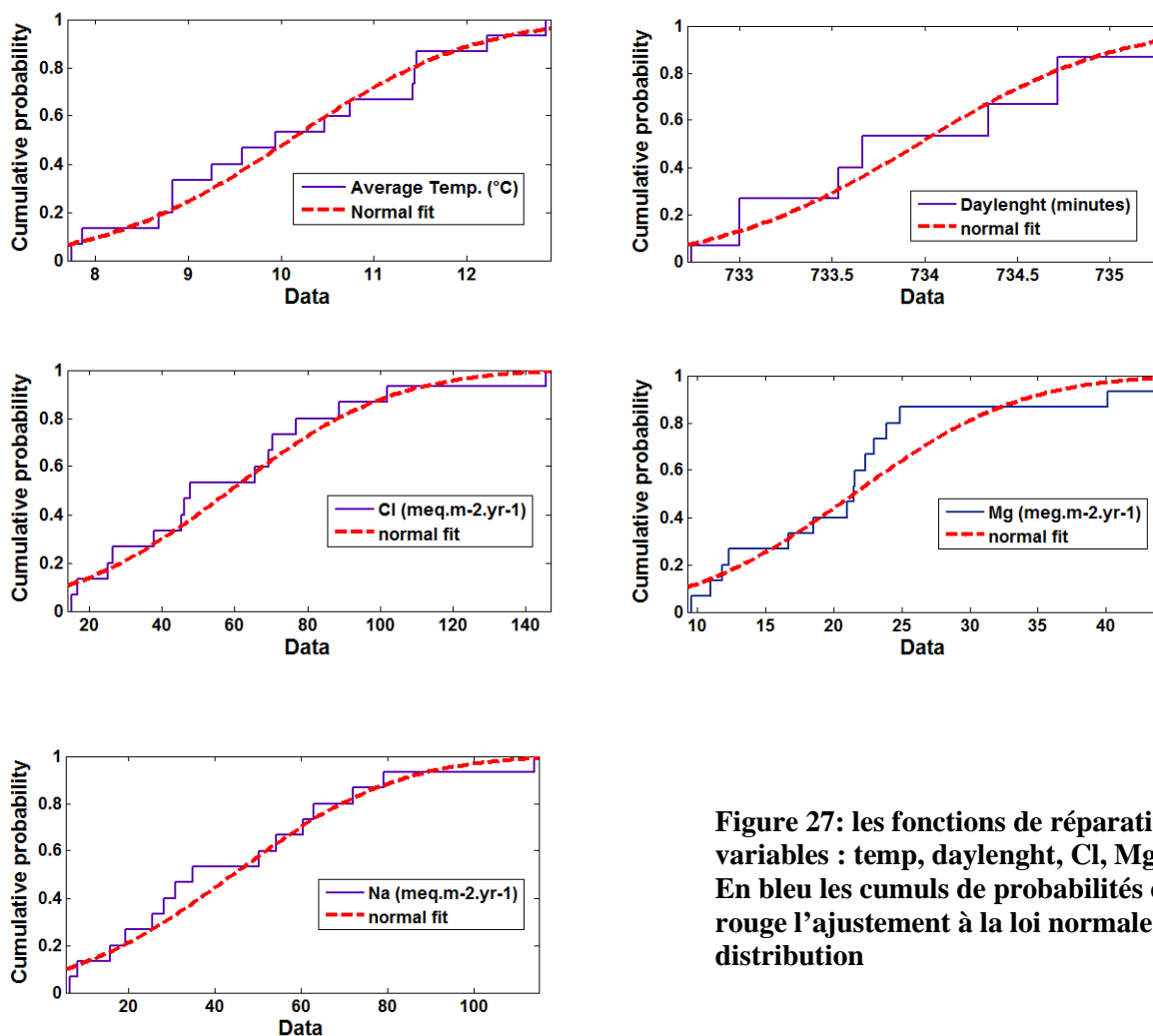


Figure 27: les fonctions de répartition des variables : temp, daylength, Cl, Mg et Na. En bleu les cumuls de probabilités et en rouge l'ajustement à la loi normale de la distribution

Tableau 16: description statistique des variables T, Daylength, Cl, Mg et Na

	T (°)	Daylength (min)	Cl (meq.m <sup>-2</sup> .a <sup>-1</sup> )	Mg (meq.m <sup>-2</sup> .a <sup>-1</sup> )	Na (meq.m <sup>-2</sup> .a <sup>-1</sup> )
Moy	10.09	733.8	58.63	21.45	44.15
Med	9.93	733.6	47.83	21.48	34.92
Max	12.85	735.3	145.5	43.7	113.8
Min	7.74	732.7	15.28	9.58	6.62
Std	1.55	0.82	34.87	9.55	29.43
P	0.89	0.70	0.82	0.38	0.81
KS	0.14	0.17	0.15	0.22	0.15
CV1	0.33	0.33	0.33	0.33	0.33
LS	0.13	0.17	0.15	0.23	0.15
CV2	0.22	0.22	0.22	0.22	0.22

#### 2.3.2.3.4 Exécution de ForSAFE-VEG

Après avoir défini la loi de distribution de la plupart des variables d'entrées affectant les 8 variables de sorties sélectionnées, nous avons généré plus de 1000 données afin de représenter la gamme possible de valeurs pour chaque variable. Par la suite nous avons réalisé deux échantillonnages aléatoires dans la série de données générées. Le premier consiste à échantillonner des valeurs proches du minimum et le deuxième du maximum. ForSAFE-VEG a donc été exécuté en deux fois pour chaque entrée modifiée : la première avec les valeurs les plus faibles et la deuxième avec les valeurs les plus élevées. Dans les deux cas, toutes les autres variables d'entrées sont restées inchangées avant l'exécution de ForSAFE-VEG.

On s'est focalisé dans l'exploitation des données de sortie sur trois sites forestiers de RENECOFOR: CHS41, EPC87 et SP05. Ces derniers ont des caractéristiques physico-chimiques, biologiques et climatiques très variées (Brethes et Ulrich, 1997). La placette CHS41 est caractérisée par un peuplement de chêne sessile et par son sol limoneux-argileux et située dans le Loir et Cher à une altitude de 127 m (Ponette et al., 1997). La deuxième placette EPC 87 correspond à un peuplement d'épicéa commun. Elle est située à une altitude de 650m dans la commune de Peyrat-le château en Haute-Vienne (Brethes et Ulrich, 1997) et caractérisée par son sol sablonneux. La troisième placette SP05 est un peuplement de sapin pectiné situé à une altitude de 1360m dans la commune de Crots dans les hautes alpes (Brethes et Ulrich, 1997). Cette dernière est caractérisée par son sol plutôt argileux (Ponette et al., 1997)

Dix variables ont été sélectionnées pour l'exécution de ForSAFE-VEG. Il s'agit des variables suivantes : z, dens, cec, SOMN, fc, fs, daylength, T, Cl et plagio. Le tableau 17 et la figure 28 présentent les résultats des simulations. Seules les variables % moss et pH ont répondu à une variabilité des entrées. Le pourcentage de variation dans la réponse des mousses à la variation de l'épaisseur des sols (z) est de 20 à 31% par rapport à la valeur de base pour une gamme de variation d'entrée z se situant dans l'intervalle [0.02-0.15]. Le pH varie entre 14 et 22% pour une gamme de variation d'entrée de densité du sol (dens) se situant dans l'intervalle [317-1368]. Une forte attention devrait donc se porter aux mesures sur le terrain des variables z, dens, plagioclase, température et les dépôts atmosphériques de chlore. Aussi, on constate que malgré les corrélations mises en évidence statistiquement entre cec et Bcweath, SOMN et CCN, daylength et CCN, aucune variation des paramètres de sorties n'a été détectée après l'exécution du modèle. La raison est très probablement liée au fonctionnement dynamique de ForSAFE. Les effets d'une variation dans les entrées sur les sorties ne peuvent subvenir qu'à partir d'un certain laps de temps indéfini. De plus, le modèle a affiché plusieurs erreurs après les tentatives de faire varier fc et fs. L'impossibilité de faire varier ces dernières est très probablement liée aux fortes corrélations qui existent entre plusieurs variables exprimant l'humidité du sol. Il s'agit des corrélations qui existent entre fc et wp ( $\tau=0.92^{**}$ ), fc et lp ( $\tau=0.98^{**}$ ) et wp et lp ( $\tau=0.92^{**}$ ). Cette forte interdépendance entre ces entrées soulève la question de la redondance des variables et de la possibilité de les supprimer afin d'alléger le modèle. Une nouvelle version de ForSAFE-VEG est en cours d'élaboration par l'équipe suédoise (Belyazid et al.) et une révision du fonctionnement interne du modèle est prévue dans le cadre d'un projet franco-suédois « Dynamo II ».

Ces résultats nous ont amené à reformuler nos questionnements initiaux :

-Est-ce que les variables de sorties Bc weath et CCN sont moins sensibles que les autres sorties sélectionnées aux variations des variables d'entrées du modèle ?

-Quels sont les paramètres et les équations clés impliqués dans la prédiction du Bc weath et du CCN ?

Pour répondre à ces deux questions, d'autres études devront être élaborées afin de mieux cerner le fonctionnement interne de ForSAFE-VEG pour une meilleure estimation de la charge critique.

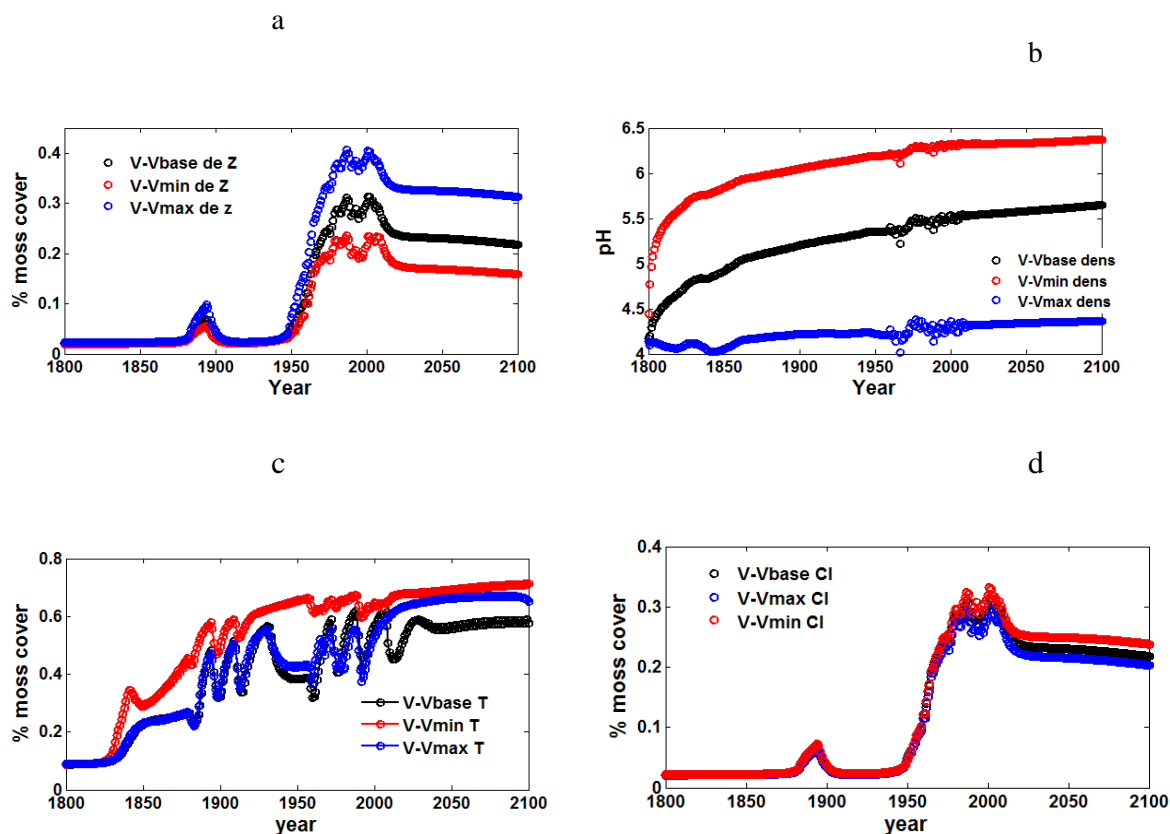


Figure 28 : Variations de %moss par rapport aux valeurs minimales (rouge) et maximales (bleu) : (a) de la variable z pour la placette CHS41 ; (b) de la densité pour la placette EPC08 ; (c) de T pour la placette SP05 ; (d) de Cl pour la placette CHS41

Tableau 17 : Pourcentage de variation des variables de sorties (S) par rapport aux variations des variables d'entrées (E)

Entrée-E	Sortie-S	Site	Gamme E	S*	S1**	S2***	% Var S1/S	% Var S2/S
z	%moss	CHS41	0.02-0.15	0.29	0.23	0.38	20%	31%
dens	pH	EPC87	317-1368	5.52	6.32	4.30	14.4%	22%
cec	Bcweath	EPC87	0.001 et 0.035	0.154	0.154	0.154	0%	0%
SOMN	CCN	EPC87	67.8-529.5	11.69	11.69	11.69	0%	0%
fc	NminN	SP05	0.12-0.63	-	-	-	-	-
fs	NminN	SP05	0.11-0.46	-	-	-	-	-
daylenght	CCN	EPC87	732.7-735.3	11.69	11.69	11.69	0%	0%
T	%moss	SP05	7.7-12.8	0.62	0.64	0.58	3.2%	6%
Cl	%moss	CHS41	15.28-145.5	0.29	0.27	0.30	6%	3%
plagio	pH	CHS41	0.000001 et 29.54	4.47	4.44	4.84	0.6%	8%

\*S : Valeur de base de la sortie ; \*\*S1 : Sortie correspondant à une gamme d'entrée E proche des valeurs minimales ; \*\*\*S2 : Sortie correspondant à une gamme d'entrée E proche des valeurs maximales

En conclusion, les deux approches abordées dans le cadre de ce projet nous ont permis d'explorer des stratégies différentes et complémentaires d'analyse de sensibilité du modèle ForSAFE et de ForSAFE-VEG. La première a permis de hiérarchiser rapidement les variables d'entrées en fonction de leurs influences sur les variables de sorties de ForSAFE. La deuxième, quant à elle, a permis d'identifier des corrélations potentielles entre les entrées et les sorties de ForSAFE-VEG. Les deux approches ont montré la

sensibilité de plusieurs variables de sortie renseignant l'azote dans le sol et la réponse écologique aux facteurs « eau » du sol et « climat (T°, Précipitation) ». La forte réactivité de certains paramètres du sol comme les variables fc, fs, wp et lp montrent qu'il est nécessaire de porter une attention particulière à bien renseigner l'humidité du sol. Si d'un point de vue qualitatif, les dépôts azotés influencent certains paramètres azotés en sortie, en revanche aucun effet significatif de dépôts azotés totaux (NO<sub>3</sub><sup>-</sup> et NH<sub>4</sub><sup>+</sup>) sur la réponse écologique n'a été décelé. La raison est très probablement liée au fonctionnement dynamique de ForSAFE. Les effets d'une variation dans les entrées sur les sorties ne peuvent subvenir qu'à partir d'un certain laps de temps indéfini. Par ailleurs, il faut signaler que ForSAFE-VEG est un modèle dont le fonctionnement interne est peu accessible en raison des différents modules (croissance, chimie du sol, décomposition et hydrologie) intégrés au sein du modèle (Wallman et al., 2005). Il serait bon dans le future de pouvoir réaliser une analyse de sensibilité au niveau des équations et des paramètres qui régissent les simulations. C'est un travail ambitieux qui nécessite une synergie et une collaboration étroite entre modélisateurs concepteurs du modèle, statisticiens, écologues et géochimistes afin de mutualiser les compétences et améliorer le pouvoir prédictif de ForSAFE-VEG.

### 2.3.3 Analyse de sensibilité des deux modèles écologiques (Lot 3.5)

#### 2.3.3.1 Analyse de sensibilité du modèle EcoPlant

##### 2.3.3.1.1 Pouvoir prédictif d'EcoPlant : modélisation de la composition en espèces sur un site

Comme indiqué précédemment, les équations de régression multivariée donnent la probabilité de présence des 680 espèces modélisées en fonction des variables explicatives nutritionnelles et climatiques. En détectant les espèces ayant les probabilités de présence les plus élevées sur un site, on peut identifier celles qui sont susceptibles d'être présentes en priorité. On peut ainsi déterminer la composition potentielle d'un site caractérisé par les 5 variables écologiques choisies pour modéliser la distribution des espèces. La finalité de cette partie est d'estimer le pouvoir prédictif d'EcoPlant en comparant prédictions et observations. Cette étape est indispensable avant d'explorer la sensibilité du modèle EcoPlant aux variations des variables écologiques.

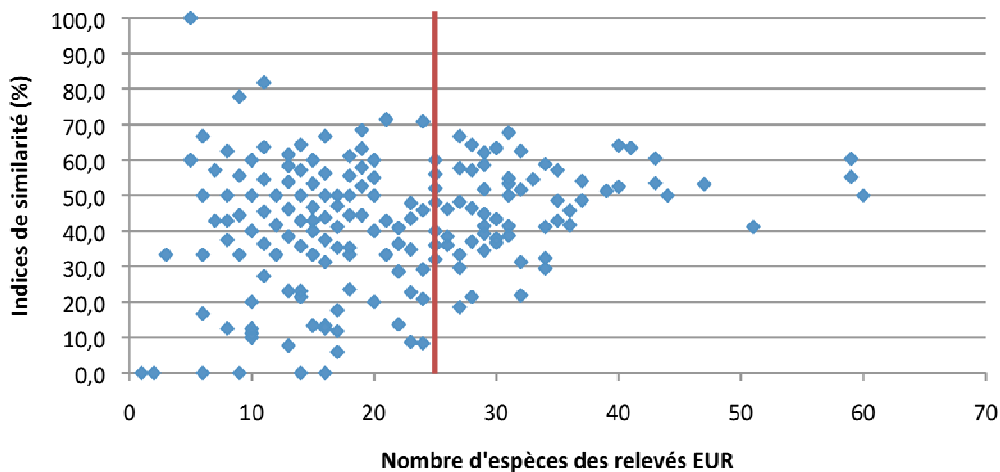
Pour cela, les prédictions d'EcoPlant ont été comparées aux observations du jeu de données indépendant (jeu de validation) constitué de 248 relevés du réseau européen pour quantifier de façon significative les écarts entre les observations de terrain et les prédictions d'EcoPlant. Les indices de similarité (calculés pour chaque site comme le nombre d'espèces prédites par le modèle EcoPlant présentes sur le site sur le nombre d'espèces présentes dans le relevé floristique) ont été ainsi calculés (tableau 18).

**Tableau 18 : Pouvoir prédictif moyen d'EcoPlant sur un jeu de données indépendant**

Relevés Validation	% esp. modélisées par EcoPlant	Indice EcoPlant_nul (%)	Indice EcoPlant_multi (%)	Indice EcoPlant_pH (%)	Indice EcoPlant_CN (%)
Moyenne	99,31	28,15	42,41	31,53	31,17
Coefficient de variation	0,02	0,60	0,39	0,54	0,56

Sur un jeu de données bien représentatif de la France, EcoPlant modélise en moyenne la niche de 99,3 % des espèces observées, le modèle nul a un indice de similarité de 28,2 %, puis avec les modèles univariés de pH et de C/N, l'indice de similarité monte à 31 %, et enfin, avec le modèle multivarié à 5 variables (pH, C/N et trois variables climatiques), il atteint 42 %. On a cherché à savoir si le pourcentage de bonnes prédictions est lié au nombre d'espèces du relevé qui est parfois un peu faible sur le jeu de placettes du réseau européen. Il y a notamment des relevés à une espèce dans le cas des plantations monospécifiques d'épicéas.





**Figure 29 : Indices de similarité en fonction du nombre d'espèces par relevé.**

Il semble effectivement que les indices de similarité soient plus hétérogènes quand le nombre d'espèces par relevé est faible (figure 29). Si on s'intéresse uniquement aux relevés de plus de 25 espèces (au delà du trait rouge), on atteint 47 % de bonnes prédictions par les modèles multivariés, contre 42 % en tenant compte de tous les relevés. Par ailleurs, il est également important de remarquer que certains indices de similarité valent 0 % ; les 7 relevés concernés correspondent en fait à des relevés pauvres en espèces (moins de 16) avec des arbres colonisateurs (Bouleau, Saule) ou des plantations (Epicéas, Douglas, Pin noir, Pin sylvestre). On peut noter également un indice valant 100 % sur un relevé typique de 5 espèces de la hêtraie sapinière (Hêtre, Sapin pectiné, Canche flexueuse, Sorbier des oiseleurs, Myrtille).

Le pouvoir prédictif moyen d'EcoPlant sur le jeu de données indépendant est estimé à 42 %, on peut évoquer plusieurs raisons expliquant les écarts entre les prédictions et les observations :

- les modèles ne tiennent pas compte des phénomènes de dynamique de végétation qui conduisent à une évolution naturelle de la végétation après une perturbation (trouée en forêt, agriculture, incendie) dans des conditions écologiques homogènes au cours du temps ;
- les modèles réalisés sont simplistes car ils intègrent les 5 mêmes variables pour toutes les espèces, ils ne tiennent pas compte des affinités spécifiques des espèces à certaines variables écologiques particulières.
- les modèles ne tiennent pas compte de la gestion des forêts et notamment de la présence de plantations
- il y a une limite chorologique (qui touche à la répartition des espèces) car la distribution des espèces n'est pas uniquement déterminée par des variables écologiques, il y a aussi des raisons historiques. Suite aux épisodes de glaciations et de réchauffement, certaines espèces n'ont jamais recolonisé les zones favorables. De plus, l'occupation ancienne du territoire et les défrichements gallo-romains passés jouent un rôle important sur les écosystèmes forestiers actuels (Dupouey et al., 2002). Certaines plantes, appelées espèces de forêts anciennes, apparaissent inféodées aux forêts non perturbées par les déboisements anciens, par opposition aux espèces de forêts récentes, liées aux reboisements sur d'anciennes cultures.
- il y a un effet du hasard sur les sites. Les prédictions d'EcoPlant correspondent aux espèces qui ont des probabilités de présence élevées en fonction des variables écologiques des sites mais dans la réalité on peut trouver une espèce qui avait peu de chance d'être présente mais qui est observée malgré tout ;
- enfin, il ne faut pas oublier le biais lié à l'observateur qui peut confondre ou omettre des espèces en induisant des erreurs dans les observations et à terme dans les régressions.

### **2.3.3.1.2 Analyse de sensibilité d'EcoPlant: lien entre probabilité de présence des espèces et pH**

Le graphique ci-dessous (figure 30) illustre les probabilités de présence de 4 espèces le long du gradient de pH (de 3 à 8,5 unités de pH) : *Luzula luzuloïdes* (espèce acidiphile), *Quercus petraea* (espèce à large amplitude de pH), *Carex sylvatica* (espèce neutrocline) et *Acer campestre* (espèce calcicline). Ces 4 espèces ont des courbes de réponse typiques.

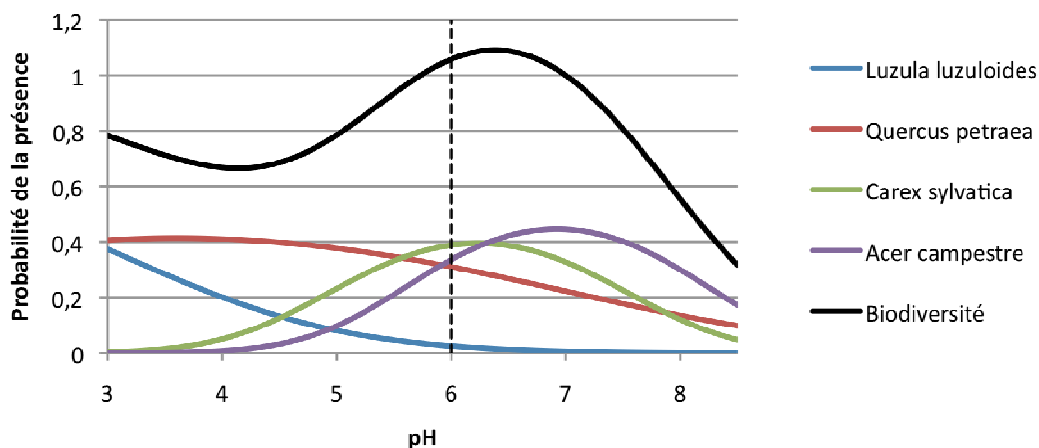


Figure 30. : Probabilité de présence des espèces et biodiversité.

À pH = 6, la probabilité de présence de *Luzula luzuloides* est 0,02, celle de *Quercus petraea* est 0,33, celle de *Carex sylvatica* est 0,41 et celle de *Acer campestre* est 0,35. Ainsi, en considérant uniquement ces 4 espèces, la biodiversité attendue à pH = 6 est la somme de toutes ces probabilités de présence. Cela signifie qu'à pH = 6, on va trouver en moyenne 1,11 espèces si on considère seulement ces 4 espèces. En généralisant la démarche, on peut calculer la biodiversité le long du gradient de pH en sommant les probabilités de présence des espèces sur tout le gradient de pH. Jusqu'à maintenant, 680 modèles de niche ont été calculés avec la régression logistique, la biodiversité est la somme des probabilités de présence de toutes ces espèces.

### 2.3.3.1.3 Analyse de sensibilité d'Ecoplant: évolution de la biodiversité prédite le long des gradients de pH et de C/N

La biodiversité (la richesse spécifique) modélisée représente le nombre attendu d'espèces en milieu forestier issu des modèles de niches des 680 espèces. Le nombre d'espèces à pH ou C/N donné s'échelonne d'une dizaine à environ 35 espèces. La biodiversité est maximale à pH = 6,6 correspondant à des valeurs de pH très favorables en terme de nutrition minérale (absence de toxicité aluminique et calcaire, forte quantité de calcium, magnésium et potassium), et à C/N = 10, correspondant à une décomposition importante de la matière organique et à des conditions excédentaires d'azote. Il y a donc un maximum d'espèces neutrophiles et caractéristiques des milieux eutrophes dans les forêts françaises. Pourtant d'après Bobbink et al. (1998), la plupart des espèces végétales des milieux naturels et semi-naturels d'Europe est adaptée à des conditions de faible disponibilité en azote. Le graphique de droite (figure 31) montre que cela n'est pas le cas pour les forêts françaises.

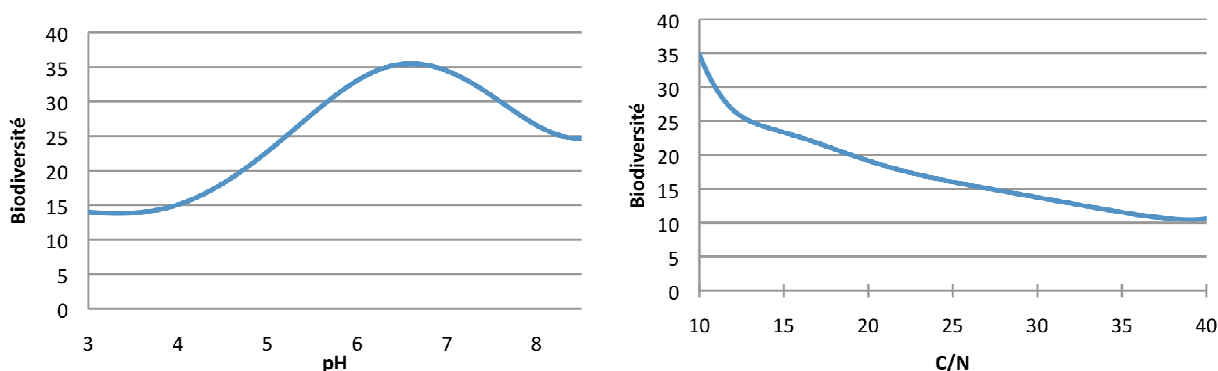
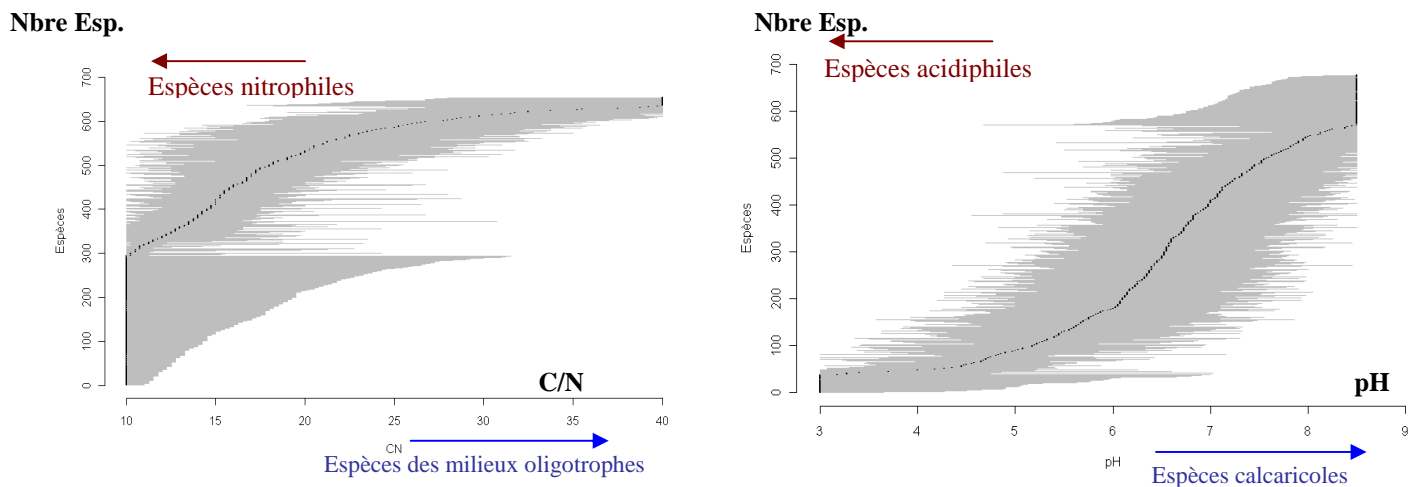


Figure 31 : Représentation de la biodiversité (richesse spécifique) le long du gradient de pH (à gauche) et le long du gradient de C/N (à droite).

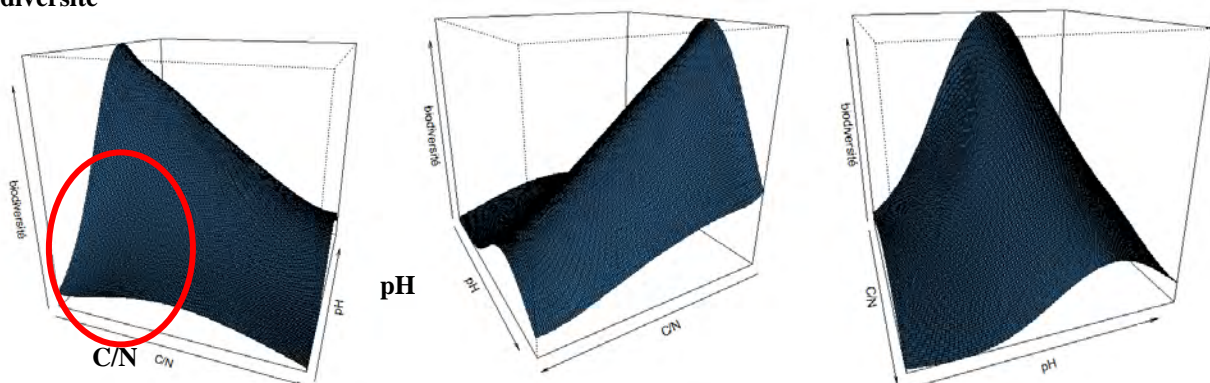
La représentation des optimums (en pointillés noirs) et des amplitudes (trait gris) des espèces est une autre façon d'appréhender la distribution des espèces en fonction des gradients écologiques (figure 32).

L'optimum et l'amplitude des espèces ont été déterminés sur 653 espèces pour le C/N et 676 pour le pH. Les espèces ont été triées en fonction de leurs optimums et des valeurs minimales et maximales d'amplitude. Les représentations (figure XX) confirment qu'il y a beaucoup d'espèces neutrophiles (pH compris entre 6,5 et 7) et qu'il y a un net déséquilibre entre le nombre d'espèces des conditions eutrophes et oligotrophes.



**Figure 32 : Représentation de la gamme de présence des espèces végétales le long des gradients de pH et de C/N. Les espèces bimodales (ayant deux optimums écologiques) n'ont pas été prises en compte dans ces graphiques.**

#### Biodiversité

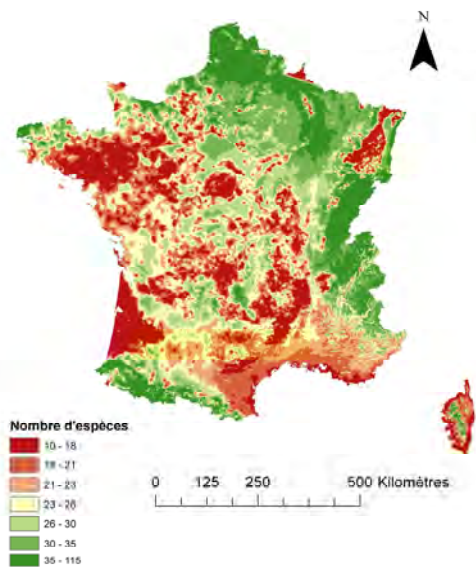


**Figure 33 : Représentation de la richesse spécifique végétale en fonction du pH et du rapport C/N de l'horizon A du sol considérés simultanément.**

La représentation de la biodiversité simultanément en fonction du pH et du C/N permet de prendre en compte la corrélation qui existe entre pH et C/N et de voir si la réponse de la biodiversité le long du gradient de pH est la même quelque soit le C/N et inversement (figure 33). On observe que la courbe de réponse de la biodiversité en fonction du pH est assez similaire quelque soit le C/N, avec une réponse en cloche à optimum vers les pH 6 à 7. En revanche, la courbe de réponse de la biodiversité en fonction du C/N diffère en milieu très acide : on obtient une courbe en cloche dans ces milieux alors que la diversité augmente avec le pH pour les pH médians et élevés. Cela dit, les milieux à la fois très acides et riches en azote, indiqués par le cercle rouge, sont peu fréquents en France, ce qui conduit à des estimations incertaines pour cet espace écologique.

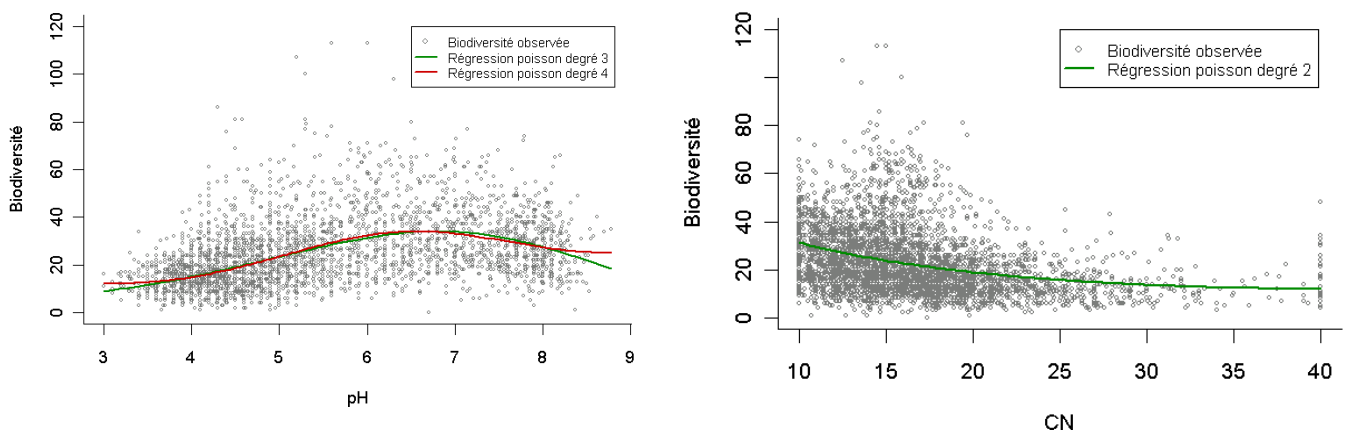
La richesse spécifique issue des modèles de niches a été cartographiée à partir des 5 variables écologiques au pas du kilomètre (figure 34). Il faut bien noter que c'est la richesse spécifique forestière qui est représentée (et non la biodiversité des milieux ouverts). Un filtre de couvert forestier n'a pas été appliqué afin de conserver une bonne lisibilité de la carte. Les données de pH et de C/N utilisées pour le calcul sont

issues de la bioindication par la flore. Les classes de valeurs de richesse spécifique ont été définies avec la méthode des quantiles, la richesse spécifique varie de 10 à plus de 35 espèces. Les milieux prédits particulièrement pauvres en espèces sont la Bretagne, l'Aquitaine, certaines zones du Massif Central, la côte méditerranéenne, et les Vosges. La biodiversité est prédite importante dans le quart nord-est de la France, le Jura, le Nord des Alpes et les Pyrénées.



**Figure 34 : Carte de la richesse spécifique prédite à partir des modèles de réponse de 680 espèces par rapport à cinq variables écologiques (pH, C/N, Température moyenne annuelle, bilan hydrique (P-ETP) du mois de juillet et température minimale de janvier) et des cartes correspondantes. Validation du modèle Ecoplant : comparaison de la biodiversité modélisée et observée.**

La démarche qui consiste à additionner les courbes de réponse des espèces pour obtenir la richesse spécifique (biodiversité) a été vérifiée en comparant la richesse prédite par les modèles à la richesse observée sur les placettes (figure 35).



Mis à part un léger effet de bord pour le pH, la richesse spécifique prédite par les modèles de distribution des espèces correspond remarquablement à la richesse spécifique observée le long des gradients de pH et de C/N.

#### **2.3.3.1.4 *Changement de la communauté végétale en réponse à un changement de nutrition azotée des milieux***

Il est possible d'illustrer les changements de composition spécifique avec un changement de nutrition azotée à partir de la connaissance de la gamme de vie des espèces pour cette variable. Les espèces ont été séparées en 3 catégories selon l'optimum de C/N qui est soit égal à 10, compris entre 10 et 40 ou égal à 40 (figure 36). On distingue ainsi grossièrement les espèces des milieux eutrophes, intermédiaires et oligotrophes. De cette façon, on sépare les espèces qui ont une courbe de réponse monotone décroissante, en cloche et monotone croissante. Pour chacune de ces catégories, les espèces les plus fréquentes (ayant le nombre d'occurrences le plus élevée) ont été sélectionnées. Les optimums et les amplitudes ont été représentés sur la figure 36.

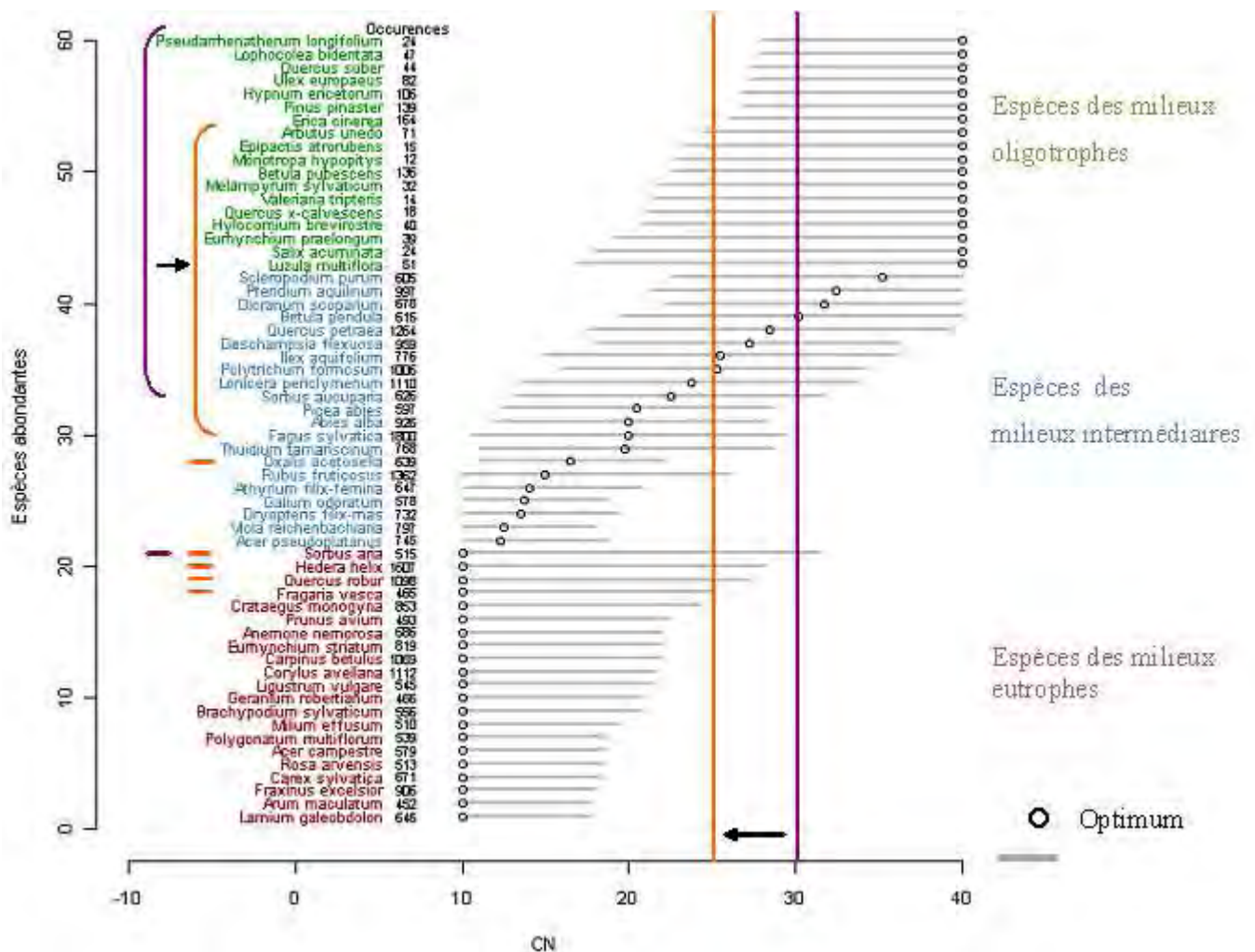


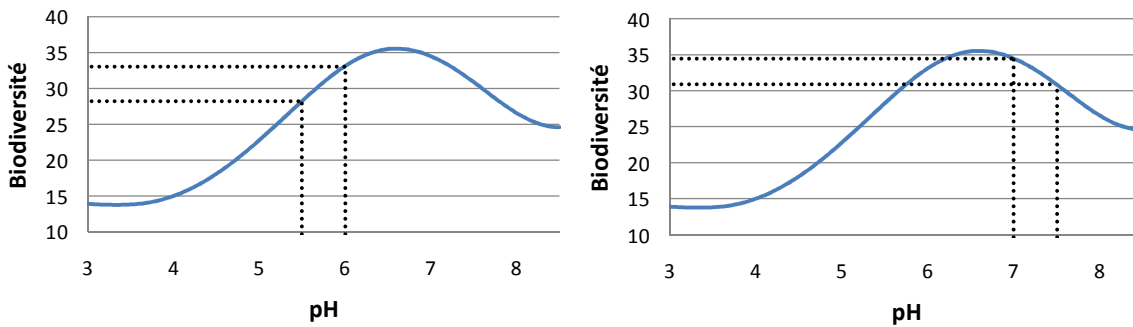
Figure 36 : Illustration du changement de composition spécifique lié à un changement de nutrition azotée par la connaissance de la niche réalisée des espèces par rapport à l'azote.

La figure 36 ci-dessus montre visuellement comment on change de communauté végétale lorsque l'on modifie le C/N. Par exemple, si on passe d'un C/N de 30 à un C/N de 25, on passe de la communauté violette à la communauté orange. Cette évolution est bien sur théorique puisqu'elle prend en compte uniquement les espèces fréquentes et ne prend pas en compte tous les autres facteurs qui affectent la distribution des espèces.

### 2.3.3.1.5 *Changement de la communauté végétale en réponse à un changement d'acidité des milieux*

En considérant le changement de la biodiversité le long du gradient de pH (figure 37), on constate que si l'on passe d'un pH de 6 à un pH de 5,5, on perd globalement 5 espèces, mais si l'on passe d'un pH de 7,5 à 7, on gagne globalement 3,5 espèces. On parle ici d'évolution globale de biodiversité, c'est-à-dire de la somme des gains et des pertes du nombre d'espèces. Lorsque les gains sont supérieurs aux pertes, la biodiversité augmente et à l'inverse lorsque les pertes sont supérieures aux gains, la biodiversité diminue. Cette évolution de biodiversité globale reflète l'évolution de la richesse spécifique mais elle ne prend pas en compte les remaniements de communautés végétales. En effet, avec une diminution de pH, on peut avoir des gains et des pertes d'espèces importants mais égaux, donc finalement une évolution de richesse spécifique égale à 0 alors que l'on change de communauté végétale.

Il est donc également intéressant de considérer aussi la perte de richesse spécifique qui correspond uniquement au nombre d'espèces que l'on perd par rapport à la composition initiale et qui reflète une perte d'espèces par rapport au pool d'espèces présent initialement.



**Figure 37 : Variation de richesse spécifique le long du gradient de pH.**

### 2.3.3.1.6 Définition d'une réponse écologique significative selon le modèle EcoPlant

Définir un état de référence et une réponse écologique significative reste un défi majeur (de Vries et al., 2007). La significativité de la réponse écologique dépend des objectifs de protection et du type de végétation visée : les espèces sensibles seulement, certaines strates, certains groupes taxonomiques ou la biodiversité ordinaire. Avec EcoPlant, on étudie la réponse écologique des espèces ayant plus de 10 occurrences dans le jeu de données, tous groupes taxonomiques confondus, c'est à dire les monocotylédones, les dicotylédones, les gymnospermes, les ptéridophytes, les bryophytes, mais les lichens ne sont pas pris en compte. En utilisant EcoPlant, il est possible de fournir deux définitions de la réponse écologique.

La réponse écologique peut être définie comme étant :

- l'évolution globale de richesse spécifique,
- la perte d'espèces par rapport au pool d'espèces initial, soit le nombre d'espèces perdues par rapport à la composition initiale qui correspond à une altération de la communauté floristique originelle.

Une réponse écologique significative est un changement de végétation notable généré par des dépôts acides ou d'azote trop importants. Dans le cas du couplage ForSAFE – VEG et des travaux de Belyazid et al. (2011a), la réponse écologique significative correspond à la préservation de moins de 95 % de la composition floristique spontanée naturelle en terme de couvert. C'est en quelque sorte l'équivalent d'une perte de biodiversité supérieure à 5 % pour EcoPlant, excepté le fait que l'on parle de présence dans le cas d'EcoPlant et non d'abondance.

Un relevé EcoPlant comprend en moyenne 23 espèces sans les espèces rares, et 24 espèces au total, ce qui signifie qu'il y a en moyenne une espèce rare par relevé. Une réponse écologique significative doit au moins correspondre à la disparition d'une espèce parmi les plus communes, ce qui équivaut à  $1/23 \times 100 = 4,3$  % de perte de biodiversité. La disparition de deux espèces correspond à une réponse écologique de 8,7%. Globalement, une réponse écologique significative comprise entre 5 % et 10 % paraît raisonnable pour le critère de perte de biodiversité, elle correspond approximativement à la perte de 1 ou 2 espèces.

### 2.3.3.1.7 Analyse de sensibilité EcoPlant : changements de biodiversité avec une acidification et une eutrophisation

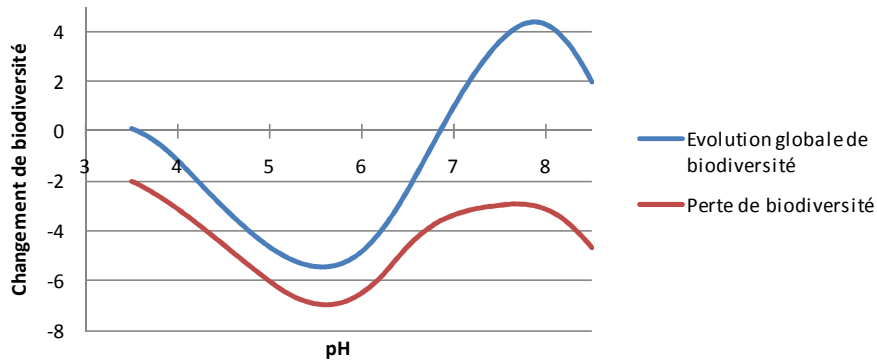
Pour chaque valeur de pH au pas de 0,05, les changements de biodiversité ont été calculés avec une diminution de pH = 0,5 selon les formules suivantes :

-l'évolution globale de richesse spécifique égale à la somme des probabilités de présence de l'ensemble des espèces

-la perte de biodiversité égale à la somme des évolutions des probabilités de présence des espèces dont la probabilité baisse entre les deux valeurs

Les calculs d'évolution de biodiversité se rapprochent d'un calcul de dérivée sur la courbe de biodiversité. Il faut bien noter que ces résultats reposent sur l'hypothèse selon laquelle la variabilité temporelle de la biodiversité peut être décrite par la variabilité spatiale de la biodiversité obtenue par régression logistique. Si les sites à pH 6 ont globalement 5 espèces de plus que les sites à pH 5,5 (figure 38), il n'est pas évident

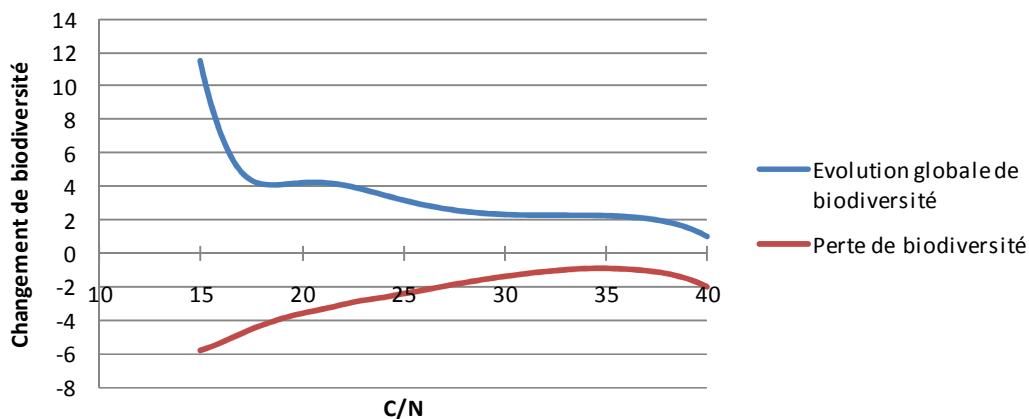
d'en conclure qu'un même site qui passe d'un pH de 6 à 5,5 va perdre 5 espèces, car il y a beaucoup de paramètres qui entrent en jeu dans le processus d'évolution temporelle.



**Figure 38 : Changement de richesse spécifique (en bleu) et perte d'espèce du stock initial (en rouge) le long du gradient de pH en supposant une baisse de 0,5 unité de pH.**

Concernant l'évolution globale de biodiversité (en bleu), on montre que la biodiversité à pH inférieur à 6,9 va diminuer avec une acidification de 0,5 unité de pH (car on s'éloigne du pic de richesse spécifique) et que la biodiversité à pH supérieur à 6,9 va augmenter (on se rapproche du pic de richesse spécifique) avec la même acidification. Concernant la perte de stock initial d'espèce, on montre que la baisse est très forte à pH = 5,5 (on perd environ 7 espèces avec une acidification de 0,5). Ce pH sensible de 5,5 est en effet critique puisque en deçà, on perd toutes les espèces neutrophiles (figure 38, 39). Ces résultats sont à relativiser par rapport aux phénomènes tampons à pH élevé qui ne sont pas pris en compte; un pH basique est normalement assez stable face à une acidification et on considère ici que les pH basiques réagissent de la même façon à l'acidification que les pH neutres ou acides.

De la même façon que pour le pH, la réponse écologique a été calculée pour chaque valeur de C/N au pas de 0,5 et avec une diminution de C/N = 5 (figure 39).



**Figure 39 : Changement de richesse spécifique (en bleu) et perte d'espèce du stock initial (en rouge) le long du gradient de pH en supposant une baisse de 5 unités de C/N**

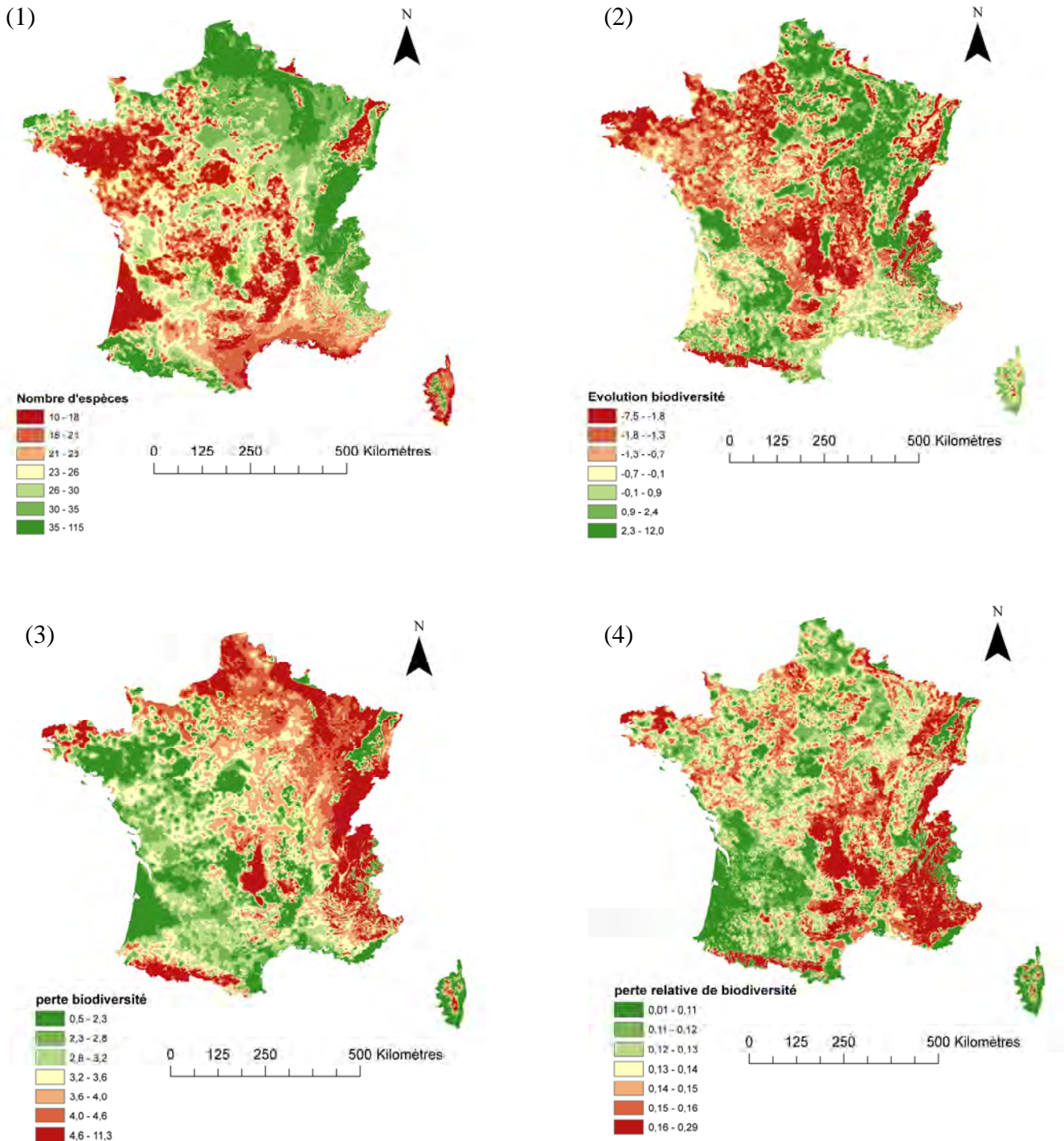
Lorsque l'on diminue le C/N (le milieu s'eutrophise), l'évolution globale de biodiversité est positive, cela signifie que l'on gagne en nombre d'espèces quelle que soit la valeur de C/N initiale. Globalement, c'est-à-dire en considérant les gains et les pertes, on va toujours trouver plus d'espèces avec une diminution de C/N car il y a plus d'espèces dans les milieux riches en azote (figure 39). Ce résultat est un peu contradictoire avec ce que l'on peut trouver dans la littérature qui associe souvent l'eutrophisation avec une perte de biodiversité (Gilliam, 2006; Bobbink et al., 2010; De Vries et al., 2010). Il faut cependant préciser que :

-d'une part, on travaille à l'échelle de la France et sur les écosystèmes forestiers, les résultats dans d'autres pays de l'Europe et dans d'autres écosystèmes notamment plus riches en azote peuvent être différents.

-d'autre part, les études de biodiversité d'après les graphiques ci-dessus se positionnent à l'échelle d'un site, mais si on se place à l'échelle régionale, toutes les espèces dont l'optimum est concentré sur la gamme de C/N 35 – 40 vont disparaître, donc le nombre d'espèces susceptibles d'être présentes à grande échelle risquerait de diminuer. Autrement dit, localement on aurait une augmentation de biodiversité  $\alpha$  liée

à l'apparition d'espèces nitrophiles, mais à une échelle plus large, on pourrait s'attendre à un phénomène de banalisation de la flore associé à une diminution de la biodiversité gamma comme le suppose Gilliam (2006).

-enfin, comme pour le pH, le passage d'une variabilité spatiale à une variabilité temporelle sur lesquelles reposent ces calculs peut être discutable. Les résultats montrent avec certitude qu'un milieu eutrophe possède une biodiversité plus importante qu'un milieu oligotrophe, mais avec les calculs d'évolution de biodiversité, il n'est pas si évident d'en déduire qu'un même milieu qui s'eutrophise va gagner en richesse spécifique.



**Figure 40 : Carte d'évolution de la richesse spécifique et de perte d'espèces du pool initial des sites avec une baisse simultanée de pH de 0.3 unités et de C/N de 3 unités.**

**Carte 1 : Biodiversité issue des modèles de niche des espèces Carte 2 : Evolution de la richesse spécifique en nombre d'espèces**

**Carte 3 : Baisse du nombre d'espèces du pool initial présent sur les sites (en nombre d'espèces)**

**Carte 4 : Baisse du nombre d'espèces du pool initial présent sur les sites par rapport au nombre d'espèces du pool initial (en %)**

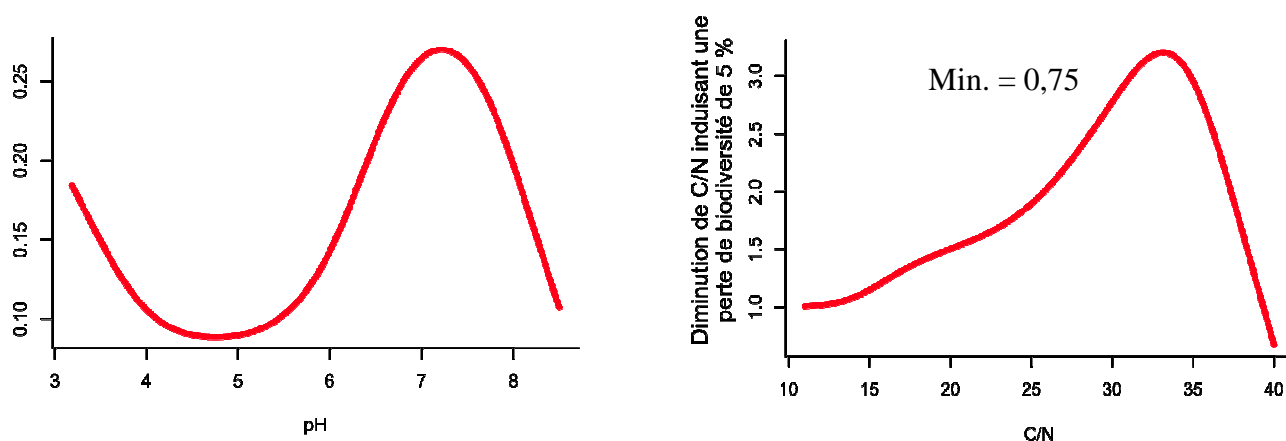


En considérant maintenant la perte de biodiversité du stock initial, on montre que le C/N le plus sensible est égal à 15 (on perd près de 6 espèces). À C/N faible, l'eutrophisation entraîne une perte importante de biodiversité, mais la biodiversité initiale y est aussi importante.

Les changements de biodiversité ont également été cartographiés de façon à identifier les zones sensibles à l'eutrophisation et l'acidification (Figure 40). La carte (2) d'évolution de biodiversité montre que les zones de montagne voient leur nombre d'espèces diminuer. On peut aussi remarquer que certaines régions pauvres en espèces, comme la Bretagne, un peu l'Aquitaine, le Massif central et les Vosges vont encore plus s'appauvrir en espèces. Dans certaines zones, l'eutrophisation et l'acidification peuvent conduire à une accentuation de l'hétérogénéité entre zones riches et zones pauvres en biodiversité. La carte (3) de perte de biodiversité est presque exactement la même que celle de biodiversité (en couleurs inversées). Plus la zone est riche en biodiversité, plus la perte de biodiversité est importante. Pour s'affranchir du biais lié au nombre d'espèces initial, on calcule la perte de biodiversité relative, c'est-à-dire rapportée au nombre d'espèces initial. La carte (4) représente la perte de biodiversité relative qui est assez marquée dans le Sud-Est de la France et de façon hétérogène dans certaines parties montagneuses. Les limites concernant le passage d'une variabilité spatiale à une variabilité temporelle et de la non prise en compte des phénomènes tampons à pH basique sont également valables pour ces 3 cartes.

### 2.3.3.1.8 Sensibilité de la biodiversité à la diminution de pH et de C/N

Jusqu'ici, nous avons évalué l'évolution de biodiversité (globale ou en perte) le long des gradients de pH et de C/N avec des diminutions fixes de pH et de C/N. Mais on peut se poser la question en mode inverse et se demander quelle est la diminution de pH et de C/N associée à une perte de biodiversité fixe de 5 % par exemple. Ces diminutions de pH et de C/N caractérisent alors la sensibilité de la biodiversité le long des gradients de pH et de C/N ; lorsqu'une faible diminution de pH ou C/N est nécessaire pour perdre 5 % de la biodiversité initialement présente, le milieu est dit sensible.



**Figure 41 : Sensibilité des milieux à une perte de richesse spécifique de 5 % du pool d'espèces initialement présentes sur les sites. En y, la valeur de baisse de pH ou C/N nécessaire pour obtenir cette baisse de 5 %. Pour le pH les variations en deca de 3 et au delà de 8 sont en partie des effets de bord**

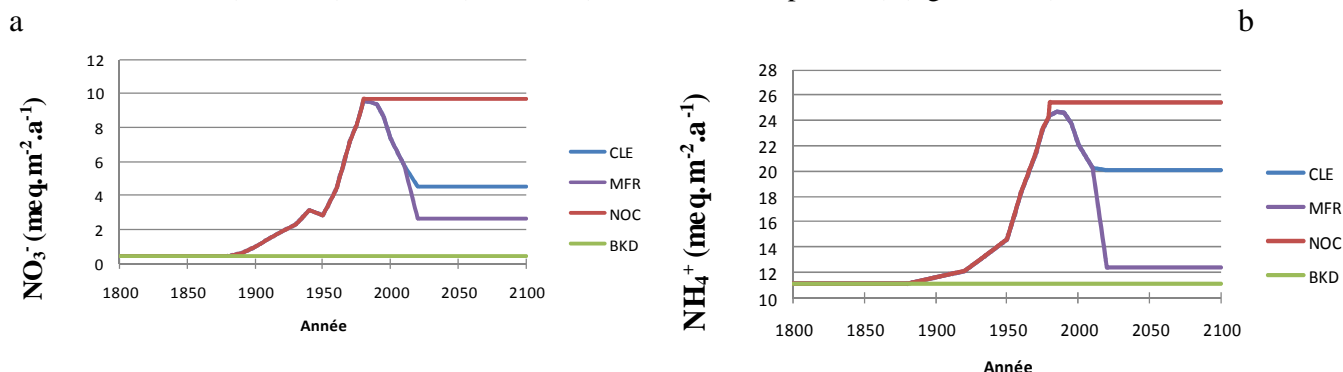
La sensibilité le long du gradient de pH est à considérer avec précaution ; en dessous de pH = 3,5 et au dessus de pH = 8, il y a vraisemblablement un effet de bord qui biaise les résultats. La perte de biodiversité est la plus sensible à pH 4,5-5 qui correspond au pH intermédiaire entre un milieu acide et très acide. A pH très bas (3,5-4), la perte de biodiversité devient moins sensible, mais cela n'est pas incohérent, on peut en effet supposer qu'une fois que le milieu est extrêmement acide, on ne perd pas beaucoup d'espèces adaptées à ce milieu contraignant s'il s'acidifie encore plus (figure 41).

La perte de biodiversité est la plus sensible pour les C/N inférieurs à 20 et pour les C/N extrêmes proche de 40. Cette démarche permet par ailleurs de déterminer des intervalles de seuils critiques : il faut une diminution de pH comprise entre 0,1 et 0,3 ou une diminution de C/N comprise entre 0,8 et 3,3 pour perdre 5 % de la biodiversité initialement présente (figure 41).

### 2.3.3.2 Etude du couplage ForSAFE-Ecoplant

Une étude exploratrice d'un couplage entre le modèle biogéochimique ForSAFE et le modèle écologique Ecoplant a été réalisée. L'objectif était d'analyser le changement dans la réponse écologique en réponse à une variation des dépôts azotés ( $N-NO_3^-$  et  $N-NH_4^+$ ) en entrée du modèle ForSAFE.

En effet, quatre scénariis de dépôts atmosphériques azotés d'EMEP ( $N-NO_3^-$  et  $N-NH_4^+$ ) peuvent être intégrés dans ForSAFE. Il s'agit des scénarii CLE (Current European Legislation), MFR (Maximum Feasible Reduction), NOC (No control) et BKD (Back Ground Deposition) (fig 42 a et b).



**Figure 42 : Moyenne annuelle de dépôts de nitrates (a) et d'ammonium (b) sur 15 sites RENECOFOR selon les quatre scénarii d'émissions d'EMEP (CLE, MFR, NOC et BKD)**

Le modèle ForSAFE modélise les données de sorties pour chacun de ces scénarios de dépôts. A l'échelle des sites RENECOFOR, il est donc possible de comparer les sorties du modèle en fonction des différents scénarios qui constitue le seul facteur variable. Cependant les scénarios de dépôts concernent à la fois le soufre et l'azote, et on cherche ici à étudier l'effet de l'azote de façon isolé, les dépôts de soufre sont donc ramenés à 0 pour les 4 scénarios. Comme pour les scénarios de dépôts, le scénario CLE est représenté en bleu, le scénario MFR en violet, le scénario NOC en rouge et le scénario BKD en vert. Les 2 scénarios extrêmes, qui représentent des variations maximales de dépôts, sont confrontés (BKD et NOC). Dans un premier temps les variations de pH et C/N sont calculées lors du passage du scénario BKD à NOC, puis les changements de biodiversité associés à ces variations de paramètres abiotiques sont calculés *via* les modèles Ecoplant.

**Tableau 19: Couplage biogéochimie – écologie pour les 15 placettes RENECOFOR à échéance 2100**

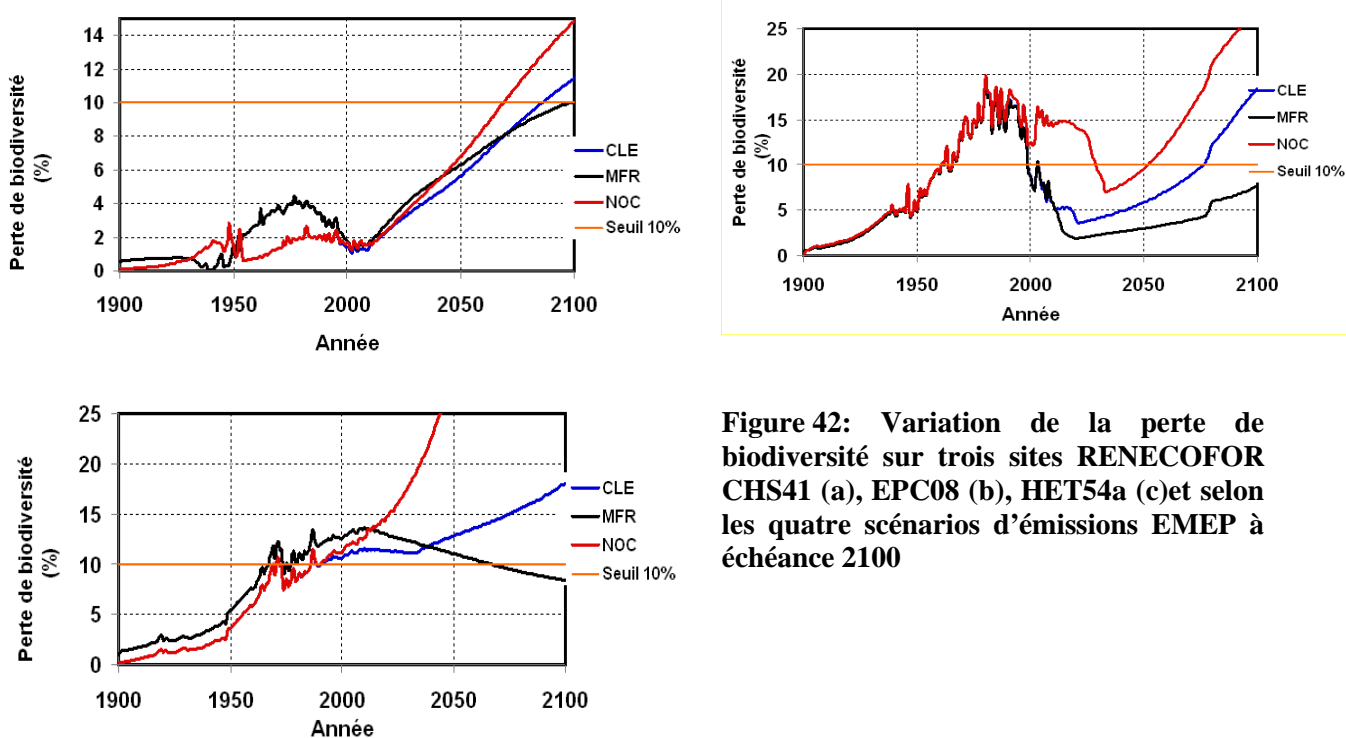
Sites	Entrées ForSAFE		Sorties ForSAFE Entrées Ecoplant		Sorties EcoPlant				
	$\Delta NO_x$	$\Delta NH_y$	$\Delta pH$	$\Delta C/N$	Biodiversité BKD	Chgt global Biodiversité	Perte Biodiversité	Chgt relatif de Biodiversité (%)	Perte relative Biodiversité (%)
<b>CHS41</b>	5,4	13,1	-0,03	-3,84	13,0	1,4	-0,7	10,5	-5,4
<b>EPC08</b>	22,0	36,9	-0,53	-1,68	25,6	-4,6	-5,8	-18,0	-22,7
EPC87	10,4	15,3	-0,05	-0,90	30,0	0,4	-0,7	1,2	-2,4
SP57	12,9	10,7	-0,05	-0,43	16,5	0,0	-0,3	0,1	-1,9
SP11	8,5	9,6	-0,02	-0,43	15,2	0,1	-0,1	0,5	-0,8
HET64	8,9	20,0	-0,04	-0,16	48,8	0,0	-0,4	0,0	-0,9
EPC63	9,6	10,9	-0,02	-0,16	33,2	0,1	-0,2	0,2	-0,7
SP05	1,0	2,7	-0,04	-0,06	13,7	-0,1	-0,2	-1,0	-1,5
<b>HET54a</b>	13,1	16,5	-0,13	0,12	18,2	-1,2	-1,4	-6,5	-7,8
PM40c	4,7	6,2	-0,01	-0,10	15,9	-0,1	-0,1	-0,4	-0,5
CHP40	4,3	12,2	-0,03	0,13	17,3	-0,1	-0,2	-0,7	-1,0
CPS77	6,6	18,3	-0,02	-0,87	16,0	0,1	-0,3	0,8	-1,6
HET30	14,9	24,0	-0,07	1,03	19,6	-0,1	-1,4	-0,5	-7,2
SP38	4,2	6,4	-0,04	-0,27	13,8	0,0	-0,2	-0,2	-1,3
SP68	11,9	11,8	-0,12	-0,69	14,6	0,0	-0,5	0,0	-3,6

En 2040, les scénarios de dépôts BKD et NOC sont stabilisés, on évalue à cette date la réponse abiotique et la réponse écologique en comparant le scénario sans émissions BKD et le scénario avec des dépôts maximaux NOC. On remarque que 3 sites, soit 20 % des sites, signalés en rouge dans le tableau 19, sont vraiment réactifs aux dépôts d'azote avec une évolution globale de biodiversité et une perte de biodiversité

supérieures à 5 %. Les variations de paramètres abiotiques (pH et C/N) sont assez faibles (sauf pour les 3 sites en question) sachant que l'on a travaillé sur des scénarios extrêmes. Il y a en fait une forte hétérogénéité entre les sites ; certains sont très réactifs aux dépôts et d'autres se montrent peu sensibles et présentent des variations de pH et C/N faibles avec une réponse écologique non significative. On peut aussi noter que le C/N augmente parfois avec les dépôts (la variation de C/N est positive), ceci correspond à une réalité observée d'après les arguments de Belyazid au *meeting* Dynamo (2011) ; les dépôts d'azote n'entraînent pas nécessairement une diminution de C/N, en tout cas pas immédiatement. En effet, la production de biomasse augmente avec l'azote excédentaire qui joue le rôle d'engrais, et le taux de minéralisation va ensuite dépendre des conditions du sol.

Le couplage ForSAFE-EcoPlant de façon dynamique est possible, il nécessite de choisir un état de référence (ce sera le scénario BKD sans dépôts anthropiques) et de comparer les changements de biodiversité (la perte de biodiversité) entre un scénario de dépôts (CLE, MFR ou NOC) et l'état de référence. Cette perte de biodiversité représente la réponse écologique, et elle a été calculée au cours du temps, de 1900 à 2100, pour les 3 sites précédemment identifiés comme étant réactifs.

Les 3 scénarios de dépôts (CLE, MFR, NOC) ont été comparés au scénario témoin (BKD) pour étudier l'évolution de la réponse écologique en perte de biodiversité au cours du temps (figure 42). Ces trois sites montrent déjà que le couplage dynamique ForSAFE-EcoPlant est vraiment opérationnel. De plus, on observe une réponse écologique significative supérieure à 10 % d'ici 2100 pour les scénarios CLE et NOC, mais pas pour le scénario MFR ; ces 3 sites montrent l'intérêt de réduire au maximum les émissions selon le scénario MFR, pour ne pas dépasser le seuil de 10 % de perte de biodiversité (figure 42).



**Figure 42: Variation de la perte de biodiversité sur trois sites RENECOFOR CHS41 (a), EPC08 (b), HET54a (c) et selon les quatre scénarios d'émissions EMEP à échéance 2100**

## **2.4 Conclusion et perspectives**

Le projet VALERIANE a contribué à dynamiser les travaux sur la détermination des charges critiques azotées en France en collaboration avec des équipes suédoises et des experts écologues français, notamment par le biais de modèles biogéochimiques et écologiques.

Tout d'abord, cela a permis d'analyser les différents modèles biogéochimiques et écologiques potentiellement applicables sur les écosystèmes français. Le modèle ForSAFE a été sélectionné en raison de son aptitude à simuler des processus biogéochimiques complexes et variés à l'échelle d'un écosystème forestier. De même, les études sur les modèles écologiques ont permis i) d'enrichir la base de données du modèle statistique Ecoplant, ii) de mieux estimer les valeurs indicatrices quantitatives et d'améliorer ainsi le pouvoir prédictif d'Ecoplant, iii) de construire une base de valeurs indicatrices empiriques pour la France. Les résultats obtenus peuvent être mis en perspective en poursuivant la comparaison entre les valeurs indicatrices empiriques de l'azote à celles mesurées par Ecoplant. L'objectif sera de consolider la table de végétation existantes VEG avec des valeurs indicatrices validées et surtout adaptées à la variabilité spécifique des biotopes français.

Dans un deuxième temps, on a pu élaborer une démarche d'analyse de sensibilité (AS) des modèles biogéochimiques et écologiques. Nos réalisations ont permis de mettre en exergue i) des relations significatives entre certaines variables d'entrées (celles qui renseignent l'humidité du sol, principalement) et de sorties (celles qui renseignent la disponibilité de l'azote dans les sols), ii) l'existence d'une forte interdépendance entre certaines entrées (les variables exprimant l'humidité du sol, notamment) et iii) quelques perturbations dans le fonctionnement interne de ForSAFE. Ces résultats sont peu aisés à interpréter du fait du manque d'accessibilité au fonctionnement du modèle. En effet, les équations et les paramètres qui régissent les simulations sont masquées. Pour cela, d'autres études devront être élaborées afin de mieux cerner le fonctionnement interne de ForSAFE pour une meilleure estimation de la charge critique. Une nouvelle version est en cours d'élaboration par l'équipe suédoise et une révision du fonctionnement interne du modèle est prévue. Par ailleurs, l'AS du modèle écologique Ecoplant a permis i) de quantifier l'impact d'une variabilité de pH et C/N sur la richesse écologique prédite par Ecoplant et ii) d'analyser la réponse d'Ecoplant à une variabilité des variables abiotiques modélisées par ForSAFE. Les résultats obtenus ont montré que la réponse écologique prédite par Ecoplant dépend étroitement de deux variables pH et C/N.

La prédiction de la biodiversité à partir des de deux variables pH et C/N a été cartographiée en première approximation de façon à identifier les zones françaises riches et pauvres en biodiversité.

Une évaluation de ce que peut être une réponse écologique significative a été réalisée.

Les résultats du projet Valeriane ont montré qu'une stratégie de couplage entre modèles biogéochimiques et écologiques est possible et peut être adaptée à la spécificité des écosystèmes français. Une réponse écologique a été obtenue (jusqu'à 10% de perte de recouvrement) en fonction des scénarios de dépôts azotés à échéance 2100.

Toutefois, d'autres études devront être élaborées afin de réviser les inputs de ForSAFE et d'améliorer le module de végétation existant en intégrant les améliorations apportées aux modèles écologiques français. Cette stratégie permettra de mieux prédire les charges critiques pour la France.

Ce travail a fait l'objet de plusieurs communications et publications (cf. Annexe 5). Un chapitre d'un ouvrage de synthèse est en cours de rédaction pour Elsevier, ouvrage édité par des collègues néerlandais.

## **2.5 Remerciements :**

Nous remercions l'ADEME pour son soutien ainsi que l'ANR PRIMEQUAL, mais également les partenaires qui ont contribué à la collecte des données, particulièrement Manuel Nicolas et Marc Lanier du réseau RENECOFOR

de l'Office National des Forêts. Aussi, nous tenons à remercier Salim Belyazid et Harld Sverdrup, nos partenaires suédois, pour leurs remarques sur le fonctionnement de ForSAFE. Jean Claude Pierrat (LERFoB) et Robert Faivre (INRA) sont vivement remercié pour leur expertise en statistiques et en méthodes d'analyse de sensibilité.

## Bibliographie

- Ahonen, J., Rankinen, K., Holmberg, M., Syri, S. and Forsius, M., 1998. Application of the SMART2 model to a forested catchment in Finland : comparison to the SMART model and effects of emission reduction scenarios. *Boreal Environment Research*, 3:221-233.
- Andrianarisoa, K.S., Zeller, B., Dupouey, J.L. and Dambrine, E.t., 2009. Comparing indicators of N status of 50 beech stands (*Fagus sylvatica* L.) in northeastern France. *Forest Ecology and Management*, 257:2241-2253.
- Apollaro C., Accornero M., Marini L., Barca D., De Rosa R., 2009. The impact of dolomite and plagioclase weathering on the chemistry of shallow groundwaters circulating in a grandiorite-dominated catchment of the Sila Massif (Calabria, southern Italy). *Applied Geochemistry*, 24:957-979.
- Aubert, M., Bergès, L., Jabiol, B. and Bureau, F., 2007. Mise au point d'outils robustes d'estimation de la richesse minérale et de la production d'azote minéral du sol utilisant la valeur indicatrice de la flore, des formes d'humus et de la pédofaune (VIFLORHUM). Programme de recherche " Typologie des stations forestières ", GIP Ecofor.
- Austin, M.P., Cunningham, R.B. and Fleming, P.M., 1984. New approaches to direct gradient analysis using environmental scalars and statistical curve-fitting procedures. *Vegetatio*, 55:11-27.
- Belnap J., Phillips S.L., Troxler T., 2006. Soil lichen and moss cover and species richness can be highly dynamic: The effects of invasion by the annual exotic grass *Bromus tectorum*, precipitation, and temperature on biological soil crusts. *Applied Soil Ecology*, 32:63-76.
- Belyazid S., Westling O., Sverdrup H., 2006. Modelling changes in forest soil chemistry at 16 Swedish coniferous forest sites following deposition reduction. *Environmental Pollution*, 144:596-609.
- Belyazid S., Kurz D., Braun S., Sverdrup H., Rihm B., Hettlingh J.P., 2011. A dynamic modelling approach for estimating critical loads of nitrogen based on plant community changes under a changing climate. *Environmental Pollution*, 1-13.
- Böhling, N., Greuter, W.W. and Raus, T., 2002. Indicator values for vascular plants in the Southern Aegean (Greece). *Braun-Blanquetia*, 32:1-109.
- Boller-Elmer, 1977. Stickstoff-Düngungseinflüsse v-Grünland auf Streu- und Moorwiesen. *Veröffentlichungen des geobotanischen Institutes der Eidgenössischen Technischen Hochschule. Stiftung Rübel, Zürich*, 63:1-103.
- Bonten, L.T.C., Posch, M. and Reinds, G.J., 2009. The VSD+ Soil Acidification Model. Model Description and user manual. Version 0.11.
- Briemle G., 1986. Vergleich der Stickstoff-Mineralisation mit der N-Zahl Ellenberg's am Beispiel einer Streuwiese im Alpenvorland.- Erste Erfahrungen mit zweijährigen Nmin-Untersuchungen. *Natur und Landschaft*, 61:423-427.
- Brownell P.F., Crossland C.J., 1972. The requirement of sodium as a micronutrient by species having the C4 dicarboxylic photosynthetic pathway. *Plant Physiology*, 49:794-797.
- Brunet J., Falkengren-Grerup U., Rühling A., Tyler G., 1997. Regional differences in floristic change in South Swedish oak forests as related to soil chemistry and land use. *Journal of Vegetation Science*, 8:329-336.
- Bucci G., Borghetti M., 1997. Understory vegetation as a useful predictor of natural regeneration and canopy dynamics in *Pinus sylvestris* forests in Italy. *Acta Oecologia*, 18:485-501.
- Cosby, B.J., Ferrier, R.C., Jenkins, A. and Wright, R.F., 2001. Modelling the effects of acid deposition: refinements, adjustments and inclusion of nitrogen dynamics in the MAGIC model. *Hydrology and Earth System Sciences*, 5:499-518.
- Cosby, B.J., Hornberger, G.M. and Galloway, J.N., 1985. Modeling the effects of acid deposition: assessment of a lumped parameter model of soil water and streamwater chemistry. *Water Resources Research*, 21:51-63.

- Coudun, C. and Gégout, J.-C., 2005. Ecological behaviour of herbaceous forest species along a pH gradient: a comparison between oceanic and semicontinental regions in northern France. *Global Ecology and Biogeography*, 14:263-270.
- Coudun, C. and Gégout, J.-C., 2006. The derivation of species response curves with Gaussian logistic regression is sensitive to sampling intensity and curve characteristics. *Ecological Modelling*, 199:164-175.
- Coudun, C. and Gégout, J.C., 2007. Quantitative prediction of the distribution and abundance of *Vaccinium myrtillus* with climatic and edaphic factors. *Journal of Vegetation Science*, 18:517-524.
- Croisé, L., Ulrich, E., Duplat, P. and Jaquet, O., 2005. Two independent methods for mapping bulk deposition in France. *Atmospheric Environment*, 39:3923-3941.
- de Schrijver, A., Verheyen, K., Mertens, J., Staelens, J., Wuyts, K. and Muys, B., 2008. Nitrogen saturation and net ecosystem production. *Nature*, 451.
- de Vries, W., Kros, H., Reinds, G.J., Wamelink, W., van Dobben, H., Bobbink, R., Emmet, B., Smart, S., Evans, C., Schlutow, A., Kraft, P., Belyazid, S., Sverdrup, H., van Hinsberg, A., Posch, M. and Hettelingh, J.-P., 2007. Developments in deriving critical limits and modeling critical loads of nitrogen for terrestrial ecosystems in Europe. *Alterra Report 1382*.
- Diekmann, M. and Lawesson, J., 1999. Shifts in ecological behaviour of herbaceous forest species along a transect from northern central to North Europe. *Folia Geobotanica*, 34:127-141.
- Diekmann M., Falkengren-Grerup U., 1998. A new species index for vascular forest plants: development of functional indices based on mineralization rates of various forms of soil nitrogen. *Journal of Ecology*, 86:269-283.
- Diekmann M., 1994. Deciduous forest vegetation in boreonemoral Scandinavia. *Acta Phytogeographica Suecica*, 80:1-112.
- Diekmann M., 2003. Species indicator values as an important tool in applied plant ecology-a review. *Basic and Applied Ecology*, 4: 493-506.
- Dobremez, J.F., Camaret, S., Bourjot, L., Ulrich, E., Brêthes, A., Coquillard, P., Dumé, G., Dupouey, J.L. and Forgeard, F., 1997. Inventaire et interpretation de la composition floristique de 101 peuplements du réseau. ONF.
- Dupré C., Diekmann M., 1998. Prediction of occurrence of vascular plants in deciduous forests of South Sweden by means of Ellenberg indicator values. *applied Vegetation Science*, 1:139-150.
- Ellenberg, H., Weber, H.E., Düll, R., Wirth, V., Werner, W. and Paulièss, e.D., 1992. Zeigerwerte von Pflanzen in Mitteleuropa. *Scripta Geobotanica*, 18:1-248.
- Ellenberg, H., 1974. Zeigerwerte der Gefäßpflanzen Mitteleuropas. *Scripta Geobotanica*, 9:1-97.
- Ertsen, A.C.D., Alkemade, J.R.M. and Wassen, M.J., 1998. Calibrating Ellenberg indicator values for moisture, acidity, nutrient availability and salinity in the Netherlands. *Plant Ecology*, 135:113-124.
- Falkengren-Grerup U., Schottelndreier M., 2004. Vascular plants as indicators of nitrogen enrichment in soils. *Plant Ecology*, 172:51-62.
- Forêt, M.e.D.G., 2006. Les outils d'aide à la reconnaissance de stations forestières et au choix des essences. Méthodes et recommandations pratiques ou guide-âne. *Inventaire Forestier National*.
- Galloway J., Aber J., Erisman J., Seitzinger S., Howarth R., Cowling E., Cosby B., 2003. The Nitrogen Cascade. *BioScience*, 53:341-356.
- Galsomès, L., Letrouit, M.A., Deschamps C., Savanne D., Avnaim M., 1999. Atmospheric metal deposition in France: initial results on moss calibration from the 1996 biomonitoring. *Science of The Total Environment*, 232: 39-47.
- Gargominy O., Terceire S., Régnier C., Vandiel E., 2011, TAXREF v4.0 - Sources. Référentiel taxonomique de la faune, la flore et la fonge de France métropolitaine et d'outre-mer, MNHN, Paris, 28 p.

- Gégout, J.-C., Coudun, C., Bailly, G. and Jabiol, B., 2005. EcoPlant: A forest site database linking floristic data with soil and climate variables. *Journal of Vegetation Science*, 16:257-260.
- Godefroid, S. and Dana, E.i.a.D., 2007. Can Ellenberg's indicator values for Mediterranean plants be used outside their region of definition? *Journal Of Biogeography*, 34:62-68.
- Gutiñas, M.E. , Leiros M.C., Trasar-Cepeda C., Gil-Sotres F., 2011.Effects of moisture and temperature on net soil nitrogen mineralization: A laboratory study. *European Journal of Soil Biology* , 0 n. :1-9.
- Hamza, M.A., et W.K. Anderson, 2005. Soil compaction in cropping systems: A review of the nature, causes and possible solutions. *Soil and Tillage Research* 82.2: 121-145.
- Harmens, H., Norris D.A., Cooper D.M., Mills G., Steinnes E., Kubin E., Thöni L., Aboal J.R., Alber R., et al.. 2011. Nitrogen concentrations in mosses indicate the spatial distribution of atmospheric nitrogen deposition in Europe. *Environmental Pollution* : 159: 2852-2860.
- Hettelingh, J.-P., Slootweg, J. and Posch, M., 2008. Critical load, dynamic modelling and impact assessment in Europe. CCE status report 2008.
- Hiederer R., Michéli E., Durrant T., 2011, Evaluation of BioSoil Demonstration Project. Soil Data Analysis, JRC Scientific and Technical Reports, 155 p.
- Hill MO., Carey PD., 1997. Prediction of yield in the Rothamsted Park Grass Experiment by ellenberg indicator values. *journal of Vegetation Science*, 8:579-586.
- Hill, MO., Mountford, J.O., Roy, D.B. and Bunce, R.G.H., 1999. Technical Annex - Ellenberg's indicator values for British plants. Centre for Ecology and Hydrology, Institute of Terrestrial Ecology, Department of Environment, Transport and Regions.
- Hopkins, W.G., 2003. *Physiologie végétale*. de Boeck, 514p.
- Janssen, B.H., 1996. Nitrogen mineralization in relation to C:N ratio and decomposability of organic materials. *Plant and Soil*, 181.
- Kros, J., 2002. Evaluation of biogeochemical models at local and regional scale. Thèse doctorale, Wageningen, The Netherlands, Wageningen University.
- Krug, C., Frink, C., 1983. Acid Rain on Acid Soil: A New Perspective. *Science*, 221, 520-525.
- Landmann, G. and Bonneau, M., 1995. Forest decline and atmospheric deposition effects in the French mountains. Springer, Berlin, Heidelberg, New York, p. 461.
- Landolt E., Bäumler B., Erhardt A., Hegg O., Klötzli F., Lämmler W., Nobis M., Rudmann-Maurer, K., Schweingruber F.H., Theurillat J.-P., Urmi E., Vust M., Wohlgemuth T., 2010, *Flora indicativa. Ökologische Zeigerwerte und biologische Kennzeichen zur Flora der Schweiz und der Alpen*. Haupt, Bern, 378 p.
- Labour, J.B. and Reiling, R., 1993. Move : a multiple-stress model for vegetation. *Science of The Total Environment*,
- Lawsson JE., 2000. Danish deciduous forest types. *Plant Ecology*, 151:199-221.
- Leguédou, S., Party, J.-P. and Probst, A., 2008. Réalisation d'une base de données géographiques de la végétation de la France pour la modélisation spatiale des charges critiques et des dépôts atmosphériques. p. 70.
- Liepiec J., Stepniewski W., 1995. effects of soil compaction and tillage systems on uptake and losses of nutrients. *soil and Tillage Research*, 35:37-52.
- Likens, G.E., Driscoll, C.T. and Buso, D.C., 1996. Long-term effects of acid rain : response and recovery of a forest ecosystem. *Science*, 272:244-246.



- Maylind H.F., Wilkibson S.R., 1996. Mineral nutrition . American Society of Agronomy, Crop Science Society of America. 34: 165-191.
- Melman CP., Clausman PHMA, Udo de Haes HA, 1988. the testing of three indicator systems for trophic state in grasslands. *Vegetatio*, 75:143-152.
- Moncoulon, D., Probst, A. and Party, J.-P., 2004. Weathering, atmospheric deposition and vegetation uptake: role for ecosystem sensitivity to acid deposition and critical load. *Comptes Rendus Geoscience*, 336:1417-1426.
- Okland RH., 1990. *Vegetation ecology: theory, methods and applications with reference to Scandinavia*. Sommerfeltia Supplement, 1:1-233.
- Parrish JAD, Bazzaz FA., 1985. Ontogenetic niche shifts in old-field annuals. *Ecology*, 66:1296-1302.
- Pignatti, S., Menegoni, P. and Pietrosanti, S., 2005. Valori di bioindicazione delle piante vascolari della Flora d'Italia. Bioindicator values of vascular plants of the Flora of Italy. *Braun-Blanquetia*, 39:3-95.
- Probst, A. and Leguédou, S., 2007. France. In: M. Posch, J. Slootweg and J.-P. Hettelingh (Editor), *European critical load and dynamic modelling*. CCE status report 2007, p. 59-70.
- Probst, A. and Leguédou, S., 2008. France. In: J.-P. Hettelingh, M. Posch and J. Slootweg (Editor), *Critical load, dynamic modelling and impact assessment in Europe*. CCE status report 2008.
- Probst, A., Moncoulon, D., Leguédou, S., Party, J.-P. and Dambrine, E., 2008. Qu'a apporté le réseau pour le calcul des charges critiques en polluants atmosphériques en France ? , 15 ans de suivi des écosystèmes forestiers. Résultats, acquis et perspectives de Renecofor, *Rendez vous techniques de l'ONF*, p. 77-81.
- Psenner R., Schmidt R., 1992. Climate -driven pH control of remote alpine lakes and effects of acid deposition. *Nature*, 356, 781-783.
- Quemada, M., Cabrera, M.L., 1997. Temperature and moisture effects on C and N mineralization from surface applied clover residue. *Plant and Soil*, 189:127-137.
- Rankinen, K., Bärlund, I., Ahonen, J., Forsius, M. and Kämäri, J., 2001. Input uncertainty analysis of the dynamic soil model SMART2 using Monte-Carlo sampling. *Boreal Environment Research*, 6:147-158.
- Rowe, E.C., Moldan, F., Emmett, B.A., Evans, C.D. and Hellsten, S., 2005. Model chains for assessing the impacts of nitrogen on soils, waters and biodiversity: a review. Defra.
- Saltelli A., Chan K., Scott E.M., 2000. *Sensitivity Analysis*. Wiley Editors
- Schaffers A.P., Sykora K.V., 2000. Reliability of Ellenberg indicator values for moisture, nitrogen and soil reaction: a comparison with field measurements. *Journal of Vegetation Science*, 11:225-244.
- Schlütow, A. and Hübener, P., 2004. The BERN model : bioindication for ecosystem regeneration towards natural conditions. Umwelt bundesamt.
- Schoenholtz, S.H., Van Miegroet, H. and Burger, J.A., 2000. A review of chemical and physical properties as indicators of forest soil quality : challenge and opportunities. *Forest Ecology and Management*, 138:335-356.
- Sverdrup H., Belyazid S., Nihlgrard B., Ericson L., 2007. Modelling Change in Ground Vegetation Response to Acid and Nitrogen Pollution, Climate Change and Forest Management at in Sweden 1500-2100 A.D. *Water Air Soil Pollut*, 7:163-179.
- Tamm C.O., 1991. Nitrogen in terrestrial ecosystems. *Ecological Studies*, 81:1-115.
- Tarrason, n.L. and Nyiri, A., 2008. Transboundary acidification, eutrophication and ground level ozone in Europe in 2006, Norwegian Meteorological Institute.
- Thompson K., Hodgson JG., Grime JP., Rorison IH., Band SR., Spencer RE., 1993. Ellenberg numbers revisited. *Phytocoenologia*, 23: 277-289.
- Thornthwaite, 1948. An approach toward a rational classification of climate. *Geographical Review*, 38: 55-94.

- Tian, Y., Ouyang H., Gao Q. Xu, Xingliang et al., 2010. Responses of soil nitrogen mineralization to temperature and moisture in alpine ecosystems on the Tibetan Plateau. *Procedia Environmental Sciences*, 2: 218-224.
- Wallman, P., Svensson, M.G.E., Sverdrup, H. and Belyazid, S., 2005. ForSAFE - An integrated process-oriented forest model for long-term sustainability assessments. *Forest Ecology and Management*, 207:19-36.
- Wamelink, G.W.W., Joosten, V., Dobben, H.F. and Berendse, F., 2002. Validity of Ellenberg indicator values judged from physico-chemical field measurements. *Journal of Vegetation Science*, 13:269-278.
- Wamelink, G.W.W., ter Braak, C.F.J. and von Dobben, H.F., 2003. Changes in large-scale patterns of plant biodiversity predicted from environmental economic scenarios. *Landscape Ecology*, 18:513-527.
- Wang, C., Wan S., Xuerong X., Zhang L., et al., 2006. Temperature and soil moisture interactively affected soil net N mineralization in temperate grassland in Northern China. *Soil Biology and Biochemistry* 38.: 1101-1110.
- Winner WE., 1988. Responses of bryophytes to air pollution. In: Nash TH, Wirth V, editors. *Lichens bryophytes and air quality*. *Bibliotheca Lichenologica*, Berlin, Stuttgart: J Cramer, 1988; 30: 141-173.
- Zonneveld IS, 1983. Principles of bio-indication. *Environmental Monitoring and Assessment*, 3:207-217.

## ANNEXE 1 : séminaire de lancement PRIMEQUAL

### Synthèse des échanges entre le public et le porteur de projet Séminaire de Lancement de l'Appel à Propositions de Recherches Pollution à Longue Distance

**Projet VALERIANE : VulnérAbiLité des Écosystèmes à l'azote d'oRIgine Atmosphérique.  
Vers un modèle de charges critiques en N intégrant la protection de la  
biodiversité végétalE du territoire français**

**Porteur de projet : Anne PROBST, E. BORTOLUZZI (Tuteur : C. Mallet)**

Question / Remarque principale	Commentaire associé	Réponse du porteur de projet	Validation / confirmation
Comment se fait la distinction entre le dépôt et la dose à laquelle le milieu est exposé ? <i>W. Hecq</i>		On utilise ici le dépôt comme donnée d'entrée, la dose est modélisée.	OUI
Il est important dans Primequal d'avoir un tel projet sur les impacts sur les milieux naturels <i>L. Moulin</i>			
On aborde parfois dans Primequal les impacts sur la santé mais assez peu sur l'environnement, il faut se réjouir de la présence de ce projet dans l'APR PLD <i>J. Cambou</i>			
Le choix du modèle est-il fait ? Quelles seront les données d'entrée ? <i>P. Coddeville</i>		le choix du modèle est en cours. Il n'est pas prévu d'intervenir directement sur les modèles mais uniquement sur les paramètres de simulation.	Oui, les données d'entrée dépendent en partie du choix du modèle. Une analyse de sensibilité du modèle est ensuite prévue.

## ANNEXE 2 : Sujet de stage de recherche Master 2

**Responsable(s) du stage : Anne Probst**

**Mail :**

**Laboratoire(s) :** Ecolab, laboratoire d'écologie fonctionnelle (UMR 5245 CNRS/UPS/INPT)

**Adresse :** ENSAT, Avenue de l'Agrobiopole, Auzeville Tolosane BP 32607, 31326 CASTANET TOLOSAN Cedex

**Titre du sujet :** Vulnérabilité des écosystèmes terrestres à l'azote atmosphérique : analyse de l'applicabilité d'un modèle couplé biogéochimie-écologie intégrant la protection de la biodiversité végétale.

### Résumé

Les dépôts atmosphériques azotés ont fortement augmenté dans la deuxième moitié du 20<sup>ème</sup> siècle, en provenance principalement des rejets de combustion des énergies fossiles et des systèmes d'agriculture intensive. La disponibilité en nutriments étant l'un des facteurs abiotiques les plus importants pour la répartition des espèces végétales, ces dépôts ont un impact reconnu sur la biodiversité végétale.

Dans le cadre de la convention de Genève, des modèles de charges critiques<sup>5</sup> sont utilisés pour évaluer la vulnérabilité des écosystèmes aux polluants atmosphériques à longue distance. Or, les modèles de charge critique actuels ne sont pas satisfaisants pour définir, dans l'absolu, des objectifs de protection pour la biodiversité végétale qui est particulièrement sensible aux polluants azotés et acidifiants. Afin d'améliorer la prise en compte des objectifs de protection dans la détermination des charges critiques, une approche couplant modèle biogéochimique et modèle écologique a été proposée au niveau européen. Les premiers travaux sur cette approche de modélisation couplée, montrent que, pour être pertinente, elle doit être adaptée au territoire à évaluer.

Le stage proposé s'inscrit dans le cadre du projet de recherche Valériane : « VulnérAbiLité des Écosystèmes à l'azote d'oRIgine Atmosphérique — Vers un modèle de charges critiques en N intégrant la protection de la biodiversité végétale du territoire français », soutenu par le programme de recherche inter-organisme ANR PRIMEQUAL sur la pollution à longue distance.

L'objectif de Valériane est de réaliser une étude de faisabilité pour le développement d'un modèle couplé biogéochimie-écologie de charge critique intégrant la protection de la biodiversité végétale des écosystèmes forestiers vis-à-vis des dépôts atmosphériques azotés et acidifiants sur le territoire français métropolitain. Le projet s'attache à analyser et améliorer deux modèles écologiques potentiellement utilisables sur le territoire national (EcoPlant et valeurs indicatrices de type Ellenberg), à étudier les fonctions dose-réponse biogéochimie-réponse écologique, ainsi qu'à évaluer l'applicabilité des modèles biogéochimiques disponibles.

Ce projet se fait en collaboration avec deux équipes de recherches de Nancy (Lerfob et EEF)<sup>6</sup> et pour la fin du stage, portant sur l'analyse de sensibilité des modèles, elle s'effectuera en collaboration étroite avec JC Pierrat, géo-statisticien du LerFob.

Les objectifs du stage se déclinent suivant les deux axes ci-dessous :

- Après avoir défini à partir de la bibliographie ce qu'est une réponse écologique significative et avoir calibré l'échelle des valeurs indicatrices empiriques avec les paramètres abiotiques, il s'agira de réaliser l'analyse de sensibilité du modèle écologique EcoPlant.

---

<sup>5</sup> Quantité maximale de polluant en dessous de laquelle des effets significatifs indésirables n'apparaissent pas sur des composantes sensibles de l'écosystème, en l'état actuel des connaissances.

<sup>6</sup> **LerFob** UMR AgroParisTech-ENGREF-INRA "Ressources Forêt-Bois" (LERFoB) - Equipe Ecologie Forestière  
**EEF** Equipe Ecologie et Ecophysiologie Forestière INRA nancy

- La variabilité des dépôts atmosphériques d'azote eutrophisant et des paramètres abiotiques à différentes échelles spatiales et temporelles du territoire, sera évaluée grâce aux données des réseaux nationaux et des bases de données EcoPlant et « Charges critiques » d'EcoLab. A partir de là, une analyse de sensibilité du modèle biogéochimique le plus adapté au territoire national pourra être réalisée.

Un séjour de quelques semaines au LerForb, Nancy, est prévu pour l'analyse statistique des données. Le reste du travail se déroulera à Ecolab avec le soutien des ingénieurs impliqués dans les projets Charges critiques.

### ANNEXE 3 : grille d'analyse comparative des modèles biogéochimiques

	Type de données	Horizons*	Données d'entrée nécessaires	unité	ForSAFE	VSD+	SMART2	Magic
entrée	description générale		Placette nom, descriptif		oui	oui	oui	oui
entrée	description générale		coordonnées		oui	oui	oui	oui
entrée	végétation		Type de végétation		oui	oui	oui	non
entrée	végétation		historique de gestion forestière		oui	oui	oui	non
entrée	Soil data		description du sol		oui	oui	oui	non
entrée	Soil data		type de sol		oui	oui	oui	oui
entrée	Soil data		compartiment du sol bcp prospecté par les racines= 1 horizon		non	oui	non	oui
entrée	Soil data		deux compartiments du sol -horizon oraganique et minéral		non	non	oui	non
entrée	Soil data	Horizon O	Forme d'humus		oui	non	non	non
entrée	Soil data	Par horizon	pCO2	estimation standard	oui	oui	sortie	oui
entrée	Soil data	Par horizon	Kgibbsite	estimation standard	oui	oui	non	oui
entrée	Soil data	Par horizon	type d'horizon		oui	non	non	non
entrée	Soil data	Par horizon	épaisseur par horizon	(m)	oui	oui	non	non
entrée	Soil data	Par horizon	densité apparente	(kg/m <sup>3</sup> )	oui	oui	oui	oui
			porosité	fraction	non	non	non	oui
entrée	Soil data	Par horizon	texture (analyse granulométrique)	%	oui	non	non	non
entrée	Soil data	Par horizon	CEC	(keq/m <sup>2</sup> )	oui	oui	oui	oui
entrée	Soil data	Par horizon	BS	fraction	oui	oui	non	oui
entrée	Soil data	Par horizon	date de BS			oui	non	oui
entrée	Soil data	Par horizon	pH eau		oui	non	non	non
entrée	Soil data	Par horizon	field capacity (m <sup>3</sup> /m <sup>3</sup> ) pF 2,5	(m <sup>3</sup> /m <sup>3</sup> )	oui	si possible	non	non
entrée	Soil data	Par horizon	wilting point (m <sup>3</sup> /m <sup>3</sup> ) pF 4,2	(m <sup>3</sup> /m <sup>3</sup> )	oui	si possible	non	non

						ible		
entrée	Soil data	Par horizon	field saturation		calculé	si possible	non	non
entrée	Soil data	Par horizon	roots (fraction)	%	oui	non	oui	non
entrée	Soil data	Par horizon	analyse totale minéralogique (donne les taux d'altération)		oui	oui	oui	oui
entrée	Soil data	Par horizon	taux de matière organique		oui	non	oui	non
entrée	Soil data	Par horizon	C/N (horizon A)		oui	oui	oui	non
entrée	Soil data	Horizon A	Carbone organique (horizon A)	(g/m2)	oui	oui	non	oui et sortie
entrée	Soil data	Horizon A	Azote organique (horizon A)	(g/m2)	oui	non	non	oui et sortie
			date de mesure de Corg et Norg		oui	oui	non	oui
entrée	Soil data		composition de la roche mère		oui	non	non	non
entrée	Soil data		Réserve utile max estimée	(m3/m3)	oui	oui	oui	non
entrée	Soil data		charge en éléments grossiers		oui	non	non	non
entrée	Soil data		Profondeur prospectable des racines		oui	non	non	non
entrée	Soil data		average soil temperature		non	oui	non	non
entrée	Soil data		percolation (precipitation surplus)		non	oui	oui	non
entrée			Standing tree volume	kg.m-2	non		oui	non
entrée	Soil data	Horizon A	Fraction of the fine roots in organic layer		non	non	oui	non
entrée	Soil data		adsorption des sulfates demi-saturation	eq/m3	non	non	sortie	oui
entrée	Soil data		maximum d'adsorption des sulfates	eq/kg	non	non	sortie	oui
entrée	Soil data		penet de la relation pH-pAl		non	non	non	oui
entrée	Soil data		constantes d'équilibre de la phase aqueuse (acides organiques, spéciation de l'Al et C inorganique)		non	oui	non	oui
entrée	Soil data		coefficients de sélectivité des échanges cationiques		non	non	sortie	oui
entrée	Soil data		seuil sup de C/N au dessus 100% immobilisation		non	non	non	oui
entrée	Soil data		seuil inf de C/N en dessous 0% immobilisation		non	non	non	oui
entrée	Soil data		concentration en anion	mol/m3	non	non	non	oui
entrée	Soil data		concentration en RCOO	mol/m3	non	oui	oui	non
sortie	Soil data		solution de sol		oui	non	non	non

entrée	climat		Température minimum mensuelle		oui	si possible	non	oui
entrée	climat		Température minimum mensuelle		oui	si possible	non	oui
entrée	climat		Température moyenne mensuelle		oui	si possible	non	oui
entrée	climat		somme des précipitations mensuelles		oui	si possible	oui	non
entrée	climat		moyenne mensuelle intensité lumineuse		oui	si possible	non	non
entrée	dépôts		données annuelles de dépôts atmosphériques sous couvert Cl ; SO4 ; NO3 ; NH4 ; Ca ; Mg ; K ; Na		oui	oui	oui	oui
	dépôts		dépôts totaux atmosphériques annuels				oui	
entrée	propriétés des eaux de surface		temps de rétention		non	non	sortie	oui
entrée	propriétés des eaux de surface		surface relative (lacs et fleuves)	fraction	non	non	oui	oui
entrée	propriétés des eaux de surface		constante de solubilité de l'aluminium (log10)		non	non	sortie	oui
entrée	propriétés des eaux de surface		pente de la relation pH-pAl		non	non	non	oui
	propriétés des eaux de surface		pCO2	atm	non	non	sortie	oui
	propriétés des eaux de surface		concentration en acide organique	mol/m <sup>3</sup>	non	non	non	oui
	propriétés des eaux de surface		débit du bassin versant	m/an	non	non	oui	oui
	propriétés des eaux de surface		fraction de débit par saison	fraction	non	non	non	oui
entrée	végétation		infos sur la végétation dominantes (besoins en nutriments..)		automatique	oui	oui	oui
	végétation		fonction de croissance sur la végétation dominante		automatique	oui	oui	non
	végétation		production de litière	kg/m <sup>2</sup> /an	non	oui	oui	non
			surface du bassin versant	km <sup>2</sup>			oui	non
sortie	végétation		Contenu en nutriments (feuilles, aiguilles)		oui	non	non	non

\* les horizons utilisés sont ceux prospectés par les racines



Pour Magic, un ou deux compartiments de sol pour le bassin versant (horizontal ou vertical).  
 Pour SMART2, débit du BV : surplus de précipitations.

#### Métadonnées

Les paramètres ont été listés pour ForSAFE avec ajouts de ceux non encore pris en compte pour les deux autres modèles

ForSAFE (paramètres d'entrée issus de Wallman 1995)

VSD+ (paramètres d'entrée issus de VSD+ manual (Bonten 2009))

SMART2 (paramètres d'entrée issus de Ahonen et al 1998 et Rankinen et al 2001)

Magic 7 (paramètres issus de Cosby et al 2001)

### Echelle du réseau RENECOFOR (Brethes, 1997 et Badeau, 2008))

Densité racinaire	0 : densité nulle (pas de racines) ; 1 : densité très faible (- de 1 racine/dm <sup>2</sup> ) ; 2 : densité faible (1 à 3 racines/dm <sup>2</sup> ) ; 3 : densité chargée (3 à 10 racines/dm <sup>2</sup> ) ; 4 : forte (10 à 50 racines/dm <sup>2</sup> ) ; 5 : très forte (+ de 50 racines/dm <sup>2</sup> )
Réserve utile maximale	à partir de la texture et de la charge en éléments grossiers
Charge en éléments grossiers	0 : absence ; 1 très faible (- de 5%) ; faible (entre 5% et 1/4) ; 3 ; moyenne (entre 1/4 et 1/2) ; 4 forte (entre 1/2 et 3/4) très forte (supérieure à 3/4)

## Variable : profondeur limite d'enracinement collecté dans ECOPLANT (d'après J-C Gégout)

- **Profondeur limite d'enracinement faible** (Profils/profLimEnracFaible) : profondeur de disparition d'un enracinement faible <1 racines par dm<sup>2</sup>. Réel (cm).

- **Profondeur limite d'enracinement moyen** (Profils/profLimEnracMoy) : profondeur de disparition d'un enracinement moyen < 3 racines par

dm<sup>2</sup>. Réel (cm).

Commentaire : saisir la valeur 0 si le nombre de racines est inférieur à 3/dm<sup>2</sup> sur tout le profil.

- **Profondeur limite d'enracinement important** (Profils/profLimEnracFort) : profondeur de disparition d'un enracinement important : < 10 racines par dm<sup>2</sup>. Réel (cm).

Commentaire : saisir la valeur 0 si le nombre de racines est inférieur à 10/dm<sup>2</sup> sur tout le profil.

- **Profondeur limite d'enracinement très important** (Profils/profLimEnracTfort) : profondeur de disparition d'un enracinement très important < 50 racines par dm<sup>2</sup>. Réel (cm).

Commentaire : saisir la valeur 0 si le nombre de racines est inférieur à 50/dm<sup>2</sup> sur tout le profil.

- **Profondeur prospectable** (Profils/profProspectable) : profondeur prospectable par les racines (issue de l'interprétation du profil).

Commentaire : Dans tous les cas, elle est  $\geq$  à la limite d'enracinement faible. En cas d'obstacle fort (horizon induré, dalle), elle correspond à la profondeur d'apparition de cet obstacle ; sinon, en l'absence d'obstacle fort, la profondeur indiquée est la profondeur observée : il s'agit alors d'une profondeur minimale prospectable.

## ANNEXE 4 : Calendrier modifié en fonction de la faisabilité et du décalage lié à la contractualisation

Lots de travaux	déc09 fév 10	mars 10					aout			nov 10			fév 10					mai 11 juilt 11
	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	16	17	18
2.1 : réalisation relevés phytoéco. en zone méditerranéenne, intégration à EcoPlant.			Lots de travaux à planifier en fonction de la saison															
2.2 : réalisation 1ère version base valeurs indicatrices empiriques de la flore Fr.																		
2.3 : analyse biblio des méthodes de mise en correspondance valeurs indicatrices empiriques et paramètres abiotiques.																		
2.4 : calibration de l'échelle des V I empiriques avec les paramètres abiot.																		
2.5 : évaluation comparative des deux approches de modélisation.																		
1.1 : liste modèles biogéoch utilisables disponibles pour modélisation couplée.																		
1.2 : réalisation d'une grille d'analyse comparative des modèles biogéoch..																		
1.3 : analyse comparative des différents modèles biogéoch dispo avec la grille.																		
1.4 : recommandation d'un modèle pour une utilisation locale et régionale																		
3.1 : BDD sur la variation des dépôts atm et paramètres abiot à l'échelle de la Fr.																		
3.2 : étude variabilité dépôts et paramètres abiot à ≠ échelles spatiales et temporelles																		
3.3 : analyse de sensibilité du modèle biogéochimique recommandé.																		
3.4 : étude biblio critique des méthodes de déf de réponse écologique significative.																		
3.5 analyse sensibilité des 2 modèles éco.																		
4 Rédaction du rapport final																		

En grisé : calendrier prévisionnel au dépôt du projet. En bleu : modifications apportées au calendrier lors de la réunion de lancement pour certains lots de travaux. En hachuré orange : actions réalisées. En bleu clair : actions décalées en cours de projet.

## **ANNEXE 5 : Valorisation des résultats de VALERIANE**

### **Participation aux réunions du PIC M&C**

Arnaud Mansat, Carole Obeidy et Anne Probst étaient présents à Bilthoven en avril 2011, au meeting annuel du groupe de travail du PIC Modélisation et cartographie du Groupe de Travail sur les Effets dans le cadre du Long Range Atmospheric Pollution régi par la convention de Genève sur la réduction des émissions de polluants atmosphériques à l'échelle de L'Europe. Les résultats de simulations i) des deux modèles ForSAFE-VEG et VSD+-VEG, ii) du modèle ForSAFE avec ses deux modules de végétation VEG-France et VEG-Europe ont été présentés. La France a pu ainsi être force de proposition afin de consolider la modélisation des charges critiques (analyse de sensibilité, paramétrisation de la table de végétation française et européenne....).

Il est prévu de participer au meeting du PIC M&C qui aura lieu à Varsovie en Pologne (avril 2012) où les nouveaux résultats acquis dans le cadre du projet VALERIANE seront présentés en vue de participer de façon active à la construction d'outils d'aide à la décision (modèle de charges critiques) intégrant les spécificités des écosystèmes français pour la réglementation européenne en matière de protection de l'environnement.

### **Encadrement récent de thèses et stages en lien avec le projet**

Des étudiants de master ou d'écoles d'ingénieurs ont été impliqués dans le cadre du projet :

Agnan, Y. 2010. Les lichens comme bioindicateurs de la pollution atmosphérique actuelle et passée. Master 2 pro, Géosciences de l'environnement, IUP, Toulouse.

Javaux, B. 2011. -Stage Ingénieur «ENGREF- Agro-Paristech» (Nancy) (année 2010-2011). Vulnérabilité des écosystèmes terrestres à l'azote atmosphérique : analyse de l'applicabilité d'un modèle couplé biogéochimie-écologie intégrant la protection de la biodiversité végétale, janvier-septembre 2011. Co-encadrement Lerforb-Ecolab

Rabastens R., 2009, Dynamique de la végétation forestière dans le réseau systématique de surveillance européen. Etude de faisabilité dans le cadre du projet BioSoil, Mémoire de Master 2, Université de Lorraine, 79 p.

En lien avec le Projet VALERIANE, une thèse (Yannick Agnan) est actuellement en cours (2010-2013) à EcoLab sur «Bio-accumulation des métaux et de l'azote par les lichens : évolution historique et comparaison avec les mousses et les écorces». De plus, une thèse (Gabriela RIOFRIO-DILLON) est en cours « Evolution au cours du 20ème siècle de l'acidité et de la disponibilité en azote des sols forestiers français à partir du caractère bioindicateur des communautés végétales », AgroParistech, Université de Nancy, (Lerforb).

### **Publications et communications**

Les travaux réalisés dans le cadre du projet VALERIANE ont été valorisés au travers des publications et de communications à des colloques.

#### *Publications*

BORTOLUZZI E., MANSAT A., PROBST A. (2010)- Extension de la base de données géographiques « Charges critiques » pour la France métropolitaine : gestion, acquisition des données et cartographie. Phase 5. Rapport scientifique final, contrat ADEME-CNRS n° 06 62C 0040, octobre 2010, 59 p.

- BORTOLUZZI E., BELYAZID S., GEGOUT J.C., PARTY J.P., GAUQUELIN T., ALARD D., CORCKET E., MANSAT A., SVERDRUP H., PROBST A. (2010)- DYNAMO : Modélisation DYNAmique des changements de végétation en réponse aux dépôts atmosphériques d'azote sur les écosystèmes forestiers français en vue du prochain appel à données pour la détermination des charges critiques. Rapport scientifique final Convention ADEME n° 09 62C 0029, 50 p.
- CELLIER P, LE GALL A.C. , BELINE F., BILLEN G., BIOTEAU T., DROUET J.L., DURAND P., FIANI E., GABRIELLE B., GARNIER J., GENERMONT S., HENAULT C., JOYA R., LAVILLE P., LEHUGER S., LOUBET B., MARTINEZ J., MATHIAS E., PROBST A., SOUSSANA J.F.- (2010) x.1 National Contribution of France to COST Action 729 « Assessing and Managing Nitrogen Fluxes in the Atmosphere-Biosphere System in Europe. In : Final report, Ed. Albert Bleeker, UK.
- LEGUEDOIS S., PARTY J.P., DUPOUEY J.L., GAUQUELIN T., GEGOUT J.C., LECAREUX C., BADEAU V., PROBST A. (2011)- La carte de végétation du CNRS à l'ère du numérique : la base de données géographique de la végétation de la France. Couverture vectorielle harmonisée à 1/1 000 000 et scan géoréférencé à 1/200 000. European Journal of Geography (Cybergéo) (revue on line). (in press)
- PROBST A. (2010) Protéger les forêts de la pollution atmosphérique. In : « Dossier Ecologie », Magazine Scientifique, Université Paul Sabatier, Toulouse, N°18, mars 2010, p.11. (*disponible en version anglaise : Challenging forest protection from atmospheric pollution*).
- PROBST A., BORTOLUZZI E., MANSAT A. (2010)- National Focal Centre report: France. In Critical Loads, Dynamic Modelling and Impact Assessment in Europe of S and N and Dynamic Modelling. CCE Status report 2010, Hettelingh J.P., Posch M., Slootweg (Eds.).
- PROBST A., OBEIDY C., MANSAT A. (2011)- National Focal Centre report: France. In Critical Loads, Dynamic Modelling and Impact Assessment in Europe of S and N and Dynamic Modelling. CCE Status report 2011, Hettelingh J.P., Posch M., Slootweg (Eds.) (in press).
- PROBST A., OBEIDY C., BELYAZID S., GÉGOUT J.C, ALARD D., CORCKET E., PARTY J.P., GAUQUELIN T., NIHLGÅRD B., MANSAT A., SVERDRUP H., (2011)- The use of VSD+, FORSAFE and VEG to evaluate plant-responses to nitrogen deposition in France. In: De Vries W. and Hettelingh .P. (eds.) Critical loads for nitrogen, acidity and metals for terrestrial and aquatic ecosystems, Elsevier, book chapter ( in prep.).

De nombreuses communications (poster et présentations orales) ont également été réalisées en séminaires de laboratoire ainsi qu'en colloques nationaux et internationaux :

- AGNAN Y., SEJALON-DELMAS N., PROBST A. (2011)-Comparing early twentieth century and present-day atmospheric pollution in S-W France: a lichen story. 8<sup>th</sup> International conference on acid deposition "Acid Rain", Beijing, China, 15-18<sup>th</sup> June (communication orale).
- BORTOLUZZI E., BELYAZID S. et PROBST A. (2010)- Modélisation dynamique de l'impact des dépôts atmosphériques azotés sur la biodiversité forestière : évaluation des charges critiques. 1er Colloque National d'Ecologie Scientifique, 2-4 septembre 2010, Montpellier (Comm.orale ).
- BORTOLUZZI E., BELYAZID S. et PROBST A. (2010)- Impacts of Nitrogen atmospheric deposition on french forest biodiversity in the context of climate changes: a coupled biogeochemistry-ecology dynamic modelling approach. International conference Research, monitoring and modelling in the study of climate change and air pollution impacts on forest ecosystems, 5-7 October 2010, Rome, Italy (Comm. orale).
- MANSAT A., LEGUÉDOIS S., LE GALL A.C., PROBST A. (2011)- Are French Natura 2000 sites sensitive to Nutrient Nitrogen Critical Loads? 8<sup>th</sup> International conference on acid deposition "Acid Rain", Beijing, China, 15-18<sup>th</sup> June (poster). (Poster Congrès Acid Rain 2011, Pékin, Chine.)
- OBEIDY C., BELYAZID S., GÉGOUT J.C, ALARD D., CORCKET E., GAUQUELIN T., NIHLGÅRD B., MANSAT A., PARTY J.P., SVERDRUP H., PROBST A. (2011)- Modelling the impact of atmospheric nitrogen deposition on french forests in the context of climate change. International conference: Tackling climate change: the contribution of forest scientific knowledge, 21 - 24 May, 2012, Tours (abstract).
- OBEIDY C., MANSAT A., PROBST A. (2011)- Plants response to atmospheric N deposition by running ForSAFE-VEG and VSD+-VEG. 21<sup>st</sup> CCE Workshop and 27<sup>th</sup> Task Force Meeting of International Cooperative

Programme on Modelling and Mapping (ICP M&M) of critical levels & loads and air pollution effects, risks and trends, Bilthoven, Netherlands, 18 – 21 April 2011

OBEIDY C., MANSAT A., PROBST A.(2011)- How to improve the French VEG table? DYNAMO II Meeting 4-6 juillet 2011, Toulouse, Présentation orale.

OBEIDY C., MANSAT A., PROBST A. (2011)- Plants response to atmospheric Nitrogen deposition by running ForSAFE-VEG. DYNAMO II Meeting 4-6 juillet 2011. Toulouse, Présentation orale.

PROBST A., BORTOLUZZI E., MANSAT A., BELYAZID (2010)- Critical loads in France : links between dynamic modelling and biodiversity. 20<sup>th</sup> CCE Workshop and 26<sup>th</sup> Task Force Meeting of International Cooperative Programme on Modelling and Mapping (ICP M&M) of critical levels & loads and air pollution effects, risks and trends, Paris, France 19 – 23 Avril 2010 (communication orale sur invitation).

PROBST A., OBEIDY C., MANSAT A. (2011)- Réponse à l'appel à données annuel 2010 du CCE du point focal national français critical loads du PIC Modélisation et Cartographie. Réunion du GAS (Groupe d'Action Scientifique), Ministère Environnement, INERIS, ADEME, 15 mars 2011, Paris (communication orale).

PROBST A., OBEIDY C., BORTOLUZZI E., BELYAZID S., GEGOUT J.C., ALARD D., CORCKET E., GAUQUELIN T., NIHLGARD B., MANSAT A., PARTY J.P., SVERDRUP H. (2011)- Impacts of Nitrogen atmospheric deposition on french forest biodiversity in the context of climate changes: a coupled biogeochemistry-ecology dynamic modelling approach. 8<sup>th</sup> International conference on acid deposition "Acid Rain", Beijing, China, 15-18<sup>th</sup> June (communication orale invitée).

## ANNEXE 6 : Base de données de valeurs indicatrices empiriques pour la flore française

NUMTAX (BDNFF)	L Ellenberg et al.	T Ellenberg et al.	K Ellenberg et al.	F Ellenberg et al.	R Ellenberg et al.	N Ellenberg et al.	L Flora indicativa	T Flora indicativa	K Flora indicativa	F Flora indicativa	R Flora indicativa	N Flora indicativa			
4	.	.	.	.	.	.	3	4.5	3		2	4	2		
9	.	.	.	.	.	.	3	4.5	3		2	4	3		
11		4	.		4	6		3	2	3.5		3	3		
27	.	.	.	.	.	.	4		4	2		3	4		
31	.	.	.	.	.	.	5	4.5	3		2.5		3	3	
32	.	.	.	.	.	.	4	4.5	3		2		4	4	
33	.	.	.	.	.	.	4		4	2		2.5		3	4
36	.	.	.	.	.	.	4		5	1		2.5		4	4
39	.	.	.	.	.	.	4		5	2		2.5		3	4
41	.	.	.	.	.	.	4		5	3		1.5		3	4
42	.	.	.	.	.	.	4		5	3		1.5		3	4
43	.	.	.	.	.	.	4	4.5	2			2		4	4
49	.	.	.	.	.	.	4		4	3		2.5		3	4
50	.	.	.	.	.	.	4		5	2		2		3	4
54	.	.	.	.	.	.	3		4	4		2		5	2
55	.	.	.	.	.	.	4		5	3		1		3	2
66	.	.	.	.	.	.	2	3.5	3		3.5			3	4
68	.	.	.	.	.	.	3		4	2		3.5		3	4
70	.	.	.	.	.	.	4		5	2		2		3	4
73	.	.	.	.	.	.	4		5	4		2		3	3
78	.	.	.	.	.	.	3		3	3		4		3	3
79	.	.	.	.	.	.	3		5	2		3		2	4
81	.	.	.	.	.	.	3		4	4		3		3	5
87	.	.	.	.	.	.	4		4	2		4		4	4
89	.	.	.	.	.	.	3	4.5	1		4.5			3	4
93	.	.	.	.	.	.	3	2.5	3		3			2	2
94	.	.	.	.	.	.	5		2	4		2		5	2
97	.	.	.	.	.	.	4	3.5	3		5			4	3
98	.	.	.	.	.	.	4		5	3		2		4	4
99	.	.	.	.	.	.	4		5	3		2		4	4
102		7	7	2	4	9	4	4	4.5	2		2		4	3
104	.	.	.	.	.	.		3	2.5	3		2.5		4	3
108		6	6	6	3	9	3	3	.	4		1.5		4	2

109	.	.	.	.	.	.	.	3	4	4	1.5	4	1
112	.	.	.	.	.	.	.	4	5	3	1.5	4	2
113	.	.	.	.	.	.	.	4	4.5	4	1	4	2
116	.	.	.	.	.	.	.	3	3	4	2.5	4	3
118	.	.	.	.	.	.	.	5	2	4	2	5	2
119	.	.	.	.	.	.	.	3	4.5	4	1	5	2
120		9	2	5	5	9	3	4	2	4	2	5	2
121	.	.	.	.	.	.	.	5	4	4	1.5	5	2
125		8	3	5	4	3	3	4	1.5	4	2	2	2
126	.	.	.	.	.	.	.	4	5	3	1.5	4	3
133		8	4	5	5	.	6	4	2.5	3	3	3	3
134		7	7	1	8	4	3	4	4.5	1	4	2	3
135		6	6	5	4	9	4	4	5	3	1.5	5	3
136		6	5	4	5	9	9	3	3	4	3	4	4