



# RÉSUMÉS DES PRÉSENTATIONS ET LISTE DES POSTERS

## RENECOFOR

25 ANS DE SUIVI DES ÉCOSYSTÈMES  
FORESTIERS, BILAN ET PERSPECTIVES

**25  
ANS**  
RENECOFOR

Colloque du 11 au 13 octobre 2017  
au Palais des Congrès de Beaune



**Comité de pilotage scientifique du réseau :**

**ADEME :** Laurence GALSOMIÈS

**Ministère de l'Agriculture et de l'Alimentation :** Eric BATAILLE, Elisabeth VAN DE MAELE

**Ministère de la Transition écologique et solidaire :** Olivier GIRAUD

**Office national des forêts :** Myriam LEGAY, Albert MAILLET, Manuel NICOLAS

**Membres scientifiques :** Michaël AUBERT (Université de Rouen), Catherine BASTIEN (INRA), Eric DUFRÊNE (CNRS), Jean-Luc DUPOUEY (INRA), Hans-Peter EHRHART (FAWF - Institut de recherche forestière de Rhénanie-Palatinat), Jean-Christophe HERVÉ † (IGN), Hervé JACTEL (INRA), Mathieu JONARD (Université catholique de Louvain la neuve), Guy LANDMANN (GIP ECOFOR), Quentin PONETTE (Université catholique de Louvain la neuve), Anne PROBST (CNRS), Laurent SAINT-ANDRÉ (INRA)

**Organisateur :**

Office national des forêts  
Direction forêts et risques naturels - Département recherche, développement, innovation  
Boulevard de Constance, 77 300 Fontainebleau

**Contact :** [manuel.nicolas@onf.fr](mailto:manuel.nicolas@onf.fr)

**Plus d'informations sur le colloque :** <https://recofor.wixsite.com/colloque>

**Plus d'informations sur le réseau RENECOFOR :** [www.onf.fr/recofor](http://www.onf.fr/recofor)

# Sommaire

## ■ Session 1 : Ouverture du colloque

- 1.0 Allocutions d'ouverture : regards et attentes des bailleurs de fonds du réseau RENECOFOR
- 1.1 Organisation et déroulement du colloque
- 1.2 Mise en perspective historique du suivi continu des forêts et du réseau RENECOFOR.....1
- 1.3 Questionnements et enjeux actuels pour le monitoring forestier à l'échelle européenne.....3

## ■ Session 2 : Comment les arbres répondent-ils aux variations du climat ?

- 2.0 Introduction de la session
- 2.1 Les réponses observées des arbres aux variations du climat (croissance, phénologie foliaire et fructification) .....5
- 2.2 Mieux comprendre les processus d'influence du climat sur les arbres pour anticiper les effets de son évolution sur la composition et le fonctionnement des forêts .....7
- 2.3 Utiliser les données d'observation pour tester des outils de télédétection : exemple de la détection satellitaire du débourrement et de la senescence des feuilles .....9

## ■ Session 3 : Quel rôle joue la forêt dans la séquestration de carbone atmosphérique ?

- 3.0 Introduction de la session
- 3.1 Comment associer différents réseaux d'observation pour mieux comprendre le cycle du carbone en forêt ? Exemple du modèle CASTANEA .....11
- 3.2 Le rôle de puits de carbone des sols forestiers : résultats de mesures et hypothèses explicatives 13
- 3.3 Comprendre la dynamique des matières organiques des sols, un compartiment-clé dans l'équilibre des écosystèmes forestiers .....15

## ■ Session 4 : Acidification et cycle des éléments nutritifs dans les écosystèmes forestiers

- 4.0 Introduction de la session
- 4.1 La réduction des émissions polluantes se répercute-t-elle pleinement dans les retombées atmosphériques de soufre et d'azote en France ?.....17
- 4.2 Acidification et eutrophisation : vers un rétablissement de la fertilité chimique des sols ? .....19
- 4.3 Simuler les effets combinés de la pollution atmosphérique et du changement climatique sur les écosystèmes forestiers .....21

## **Session 5 : Dynamique des polluants persistants en forêt**

5.0 Introduction de la session	
5.1 Quel impact et quel devenir des pollutions métalliques en forêt ?.....	23
5.2 Mieux connaître le cycle des éléments dans les écosystèmes forestiers pour mieux évaluer les risques potentiels associés au stockage des déchets radioactifs .....	25
5.3 La forêt comme indicateur des polluants organiques persistants dans l’atmosphère et de leur accumulation dans l’environnement : l’exemple des hydrocarbures aromatiques polycycliques.....	27

## **Session 6 : Étude et suivi de la biodiversité forestière**

6.0 Introduction de la session	
6.1 Vingt ans de suivi de la flore : quels enseignements méthodologiques et écologiques ?.....	29
6.2 Comment varient les communautés d'espèces de champignons ? Les résultats d'une initiative pionnière sur le réseau RENECOFOR.....	31
6.3 Comprendre les fortes variations des glandées et leurs effets sur la biodiversité associée.....	33

## **Session 7 : L'observation des forêts à l'échelle pan-européenne**

7.0 Pourquoi avons-nous besoin d'une infrastructure pan-européenne de suivi des forêts ? L'expérience du PIC Forêts.....	35
7.1 Une longue expérience de contrôle et d'amélioration de la qualité des mesures, pour un suivi des forêts comparable à l'échelle européenne.....	36
7.2 Dégradation de la nutrition des arbres en phosphore : un signal confirmé à l'échelle européenne .....	38
7.3 Quelle contrainte la pollution à l’ozone fait-elle peser sur les forêts en Europe ? .....	40

## **Session 8 : Quelles perspectives pour le suivi des forêts ?**

8.0 Introduction de la session	
8.1 Quels besoins et pistes d'évolution des différents dispositifs existants ?	

<b>Liste prévisionnelle des posters.....</b>	<b>42</b>
--	-----------

## 1.2 Mise en perspective historique du suivi continu des forêts et du réseau RENECOFOR

Christian Barthod<sup>1</sup> et Guy Landmann<sup>2</sup>

<sup>1</sup> Ministère de la transition écologique et solidaire, Conseil général de l'environnement et du développement durable, Tour Séquoia, 92055 La Défense Cedex

<sup>2</sup> Groupement d'intérêt public Ecofor, 42 rue Scheffer, 75116 Paris

Contacts : christian.barthod@developpement-durable.gouv.fr ; guy.landmann@gjp-ecofor.org

Les réseaux européens de suivi des forêts dits de niveau 1 et 2 et leurs déclinaisons françaises, le réseau systématique de suivi de la santé des forêts (16 x 16 km) et le réseau RENECOFOR, ont été mis en place respectivement en 1988/89 et en 1992. Ils sont toujours opérationnels 25/30 ans après. L'angoisse suscitée par l'éventualité d'un dépérissement forestier massif en Europe lié à la pollution atmosphérique (« pluies acides »), au plus fort au début des années 1980, était déjà largement relativisée dès 1985/86 grâce à la mise en place, dans plusieurs pays, de réseaux régionaux (tel le « réseau bleu » français de 1983-1988) ou nationaux (à mailles très variables). Il restait néanmoins à créer des réseaux représentatifs et comparables entre pays. La mise en place de ces deux réseaux "européens" doit beaucoup à (i) un accord gagnant-gagnant conclu entre le programme onusien de suivi des forêts européennes « PIC Forêts »<sup>a</sup> piloté par l'Allemagne et la Commission européenne, et à (ii) la dynamique créée par la première Conférence ministérielle sur la protection des forêts en Europe (MCPFE) (Strasbourg, 1990). En France, Maurice Bonneau, alors responsable du programme de recherche DEFORPA<sup>b</sup> était convaincu de l'intérêt d'un suivi continu des forêts, en articulation avec les démarches de recherche. Cela l'a amené à pousser à l'émergence du réseau de suivi intensif français (RENECOFOR) en même temps qu'il s'investissait dans des groupes de travail de la Commission européenne, où se confrontaient des approches nationales parfois relativement divergentes pour décliner les engagements politiques pris. La décision française de confier la gestion de ce dispositif à un opérateur public de gestion forestière (l'ONF) est singulière en Europe, mais constitue certainement un élément de son succès.

Le contexte a profondément changé en 25 ans:

- la thématique de la pollution atmosphérique reçoit moins d'attention que celles du changement climatique, du carbone, de la biodiversité, et des services écosystémiques ;
- Forest Europe (anciennement MCPFE) promeut un système d'indicateurs de gestion durable et milite désormais pour l'émergence d'une instance mondiale de gouvernance de la forêt, loin donc des préoccupations concrètes des premières conférences européennes ;
- la Commission européenne a arrêté tout soutien direct au suivi des forêts depuis 2006, et centre ses efforts sur des questions jugées à la fois plus stratégiques et plus sensibles (dispositifs FLEGT et REDD notamment) ;
- l'Agence européenne de l'environnement (AEE) voit ses prérogatives s'étendre progressivement, alors que le Centre commun de recherches de la Commission n'a jamais endossé pleinement, en matière de suivi continu des forêts, le rôle central qui lui semblait promis ;

---

<sup>a</sup> Programme international concerté sur l'évaluation et le suivi des effets de la pollution sur les forêts, créé en 1985 sous la Convention de la Commission économique pour l'Europe dans les Nations Unies (CEE-NU) (dite de Genève) sur la pollution transfrontière à longue-distance (1979)

<sup>b</sup> DÉpérissement des FORêts et Pollution Atmosphérique

- le domaine du suivi forestier environnemental s'est étoffé en France : (i) le potentiel de l'inventaire forestier dans le domaine de l'écologie a fortement augmenté, avec l'adoption d'un nouveau protocole d'inventaire, et le développement d'une communauté de recherche valorisant ses données, (ii) des site-ateliers de suivi (très) intensif se sont développés à partir de 1995 au sein des établissements de recherche, pour atteindre 18 sites (SOERE FORET).

Dans ce contexte très évolutif, la relative stabilité du programme PIC Forêts après 33 ans d'activités, est assez remarquable, et montre que la grande majorité des pays européens continue à trouver les approches de niveau 1 et 2 pertinentes, et à les financer. Mais on peut s'interroger sur la capacité de ce programme à porter des inflexions de fond, si elles devaient s'avérer nécessaires, ce qui est vraisemblable.

En 1990, la conférence ministérielle de Strasbourg listait, dans les considérants de la Résolution 1, un large ensemble d'enjeux (dans cet ordre) : la pollution atmosphérique, les incendies de forêts, le réchauffement du climat, les grands accidents climatiques, l'érosion des sols, les ravageurs et pathogènes, les dégâts de gibier, la sur- et sous-exploitation, et les interactions entre ces phénomènes. Trois ans plus tard, lors de la 2ème conférence MCPFE, les États et l'UE se sont engagés « à évaluer, développer et coordonner les dispositifs de suivi pour qu'ils appréhendent mieux les variations spatiales à large échelle et les dynamiques d'altération pouvant résulter du changement climatique en forêt. ». Peut-être cette Résolution a-t-elle été prise un peu tôt, relativement à la connaissance sur le changement climatique, et clairement un peu tard dans la mesure où la mise en place du réseau de niveau 2 était déjà engagée. 25 ans après, le changement climatique constitue certainement un enjeu majeur des suivis continus en forêt, et il paraît important d'analyser de manière approfondie ce que RENECOFOR pourrait apporter dans ce domaine au cours des 25 prochaines années. Les modalités potentielles sont certainement nombreuses. Le dispositif actuel, distribué presque sur toute la France, sur des stations qui évitent les extrêmes, et bénéficiant d'un régime sylvicole « standard », a un potentiel certain mais aussi des limites si on souhaite donner une forte priorité au changement climatique. Une focalisation de nouvelles placettes en conditions limites (en bordure de niches) et des régimes sylvicoles contrastés seraient des options à explorer. L'évolution pourrait se faire au fur et à mesure du renouvellement des placettes, avec, là aussi, une certaine latitude. Les complémentarités possibles avec les autres outils de suivi sont bien sûr à prendre en compte. Les leviers qui peuvent être actionnés au niveau européen sont incertains, mais il y a tout intérêt à stimuler cette réflexion au sein du PIC Forêts et à impliquer l'AEE.

### 1.3 Questionnements et enjeux actuels pour le monitoring forestier à l'échelle européenne

Annemarie Bastrup-Birk

Agence Européenne pour l'Environnement EEA, Copenhague, Danemark

Contact : [annemarie.bastrup-birk@eea.europa.eu](mailto:annemarie.bastrup-birk@eea.europa.eu)

Les forêts couvrent une surface importante du territoire de l'Europe (plus de 40 %). Ce sont des écosystèmes précieux qui fournissent de multiples services écosystémiques, liés aux domaines écologiques, économiques et sociaux (par exemple, la protection des sols contre l'érosion, la préservation de la biodiversité, la production du bois et des produits non-ligneux dont baies, champignons et liège). Les forêts sont sources d'emplois, particulièrement dans les zones rurales et occupent une place importante dans la culture européenne.

Les forêts font face à de nombreuses menaces telles que l'exploitation humaine intensive du territoire (urbanisation et infrastructure), les perturbations naturelles (maladies, sécheresse) et anthropiques (pollution atmosphérique, incendies). Les changements climatiques représentent un ultérieur défi pour les forêts européennes affectant leur distribution et leur croissance. Ces menaces font peser des incertitudes sur l'avenir des forêts et des services qu'elles rendent à la société. La protection des forêts est nécessaire pour améliorer, maintenir et restaurer leurs fonctions.

L'Union européenne (UE) ne dispose pas de politique forestière commune. Les implications de certaines politiques et initiatives européennes, pour la forêt et le secteur forestier, ont augmenté au cours de la dernière décennie. Les écosystèmes forestiers ont attiré l'attention dans la mise en œuvre de **la Directive Habitats et d'autres lois de protection, telles que la Stratégie de biodiversité**. La gestion, la conservation et l'utilisation durable des forêts sont des préoccupations essentielles pour les politiques communes, telles que par exemple **la politique agricole commune (PAC), l'adaptation au changement climatique, la bio-économie et les politiques énergétiques**. La mise en œuvre de plusieurs instruments politiques conduit souvent à des décisions fragmentées, basées sur différents intérêts sectoriels, chaque fois que de nouveaux objectifs évoluent en dehors du secteur forestier. **Les conflits découlant des compromis entre la conservation de la biodiversité et l'extraction de la biomasse pour l'énergie en sont un exemple. Il y a un risque croissant que les forêts soient mal prises en compte dans les objectifs politiques de l'UE**. Concilier ces différents enjeux présente un véritable défi pour la cohérence des nombreuses actions européennes ayant un impact sur les forêts de l'UE.

La stratégie des forêts de l'UE (2013) vise à **compléter les politiques des États membres par des initiatives communautaires**. La stratégie promeut une vision holistique et **une forêt multifonctionnelle contribuant à la fois au développement rural, aux entreprises, à l'environnement, aux bioénergies et à la protection du climat**, appuyée sur la recherche et le développement. Actuellement les pays membres contribuent à plusieurs **rapports internationaux relatifs aux forêts**. Le rôle de l'UE pourrait être de **monitorer et rapporter sur l'état et le développement des forêts européennes**, d'anticiper les tendances et les défis mondiaux et d'adopter un rôle de coordination. Le défi serait une intégration et une harmonisation de l'information forestière réduisant l'hétérogénéité des systèmes d'information forestière existants et améliorant les statistiques des paramètres clés (par exemple superficies, composition, stock de carbone). Les inventaires forestiers pourraient constituer la base prioritaire pour répondre avec souplesse à une grande partie des besoins d'information au niveau national, européen et global. Ceci permettrait une amélioration significative des rapports au niveau de l'UE (comme le rapport LULUCF à l'UNFCCC/KP). En outre, des parties prenantes comme le secteur

privé forestier et les groupes environnementaux ont également des besoins spécifiques d'information forestière au niveau européen.



## 2.1 Les réponses observées des arbres aux variations du climat (croissance, phénologie foliaire et fructification)

François Lebourgeois<sup>1\*</sup>, Nicolas Delpierre<sup>2</sup>, Eric Dufrêne<sup>2</sup>

<sup>1</sup> LERFoB, AgroParisTech, INRA, Équipe Écologie Forestière, 14 rue Girardet, F-54000 Nancy, France

<sup>2</sup> Écologie Systématique Évolution, Université Paris-Sud, CNRS, AgroParisTech, Université Paris-Saclay, 91400 Orsay, France

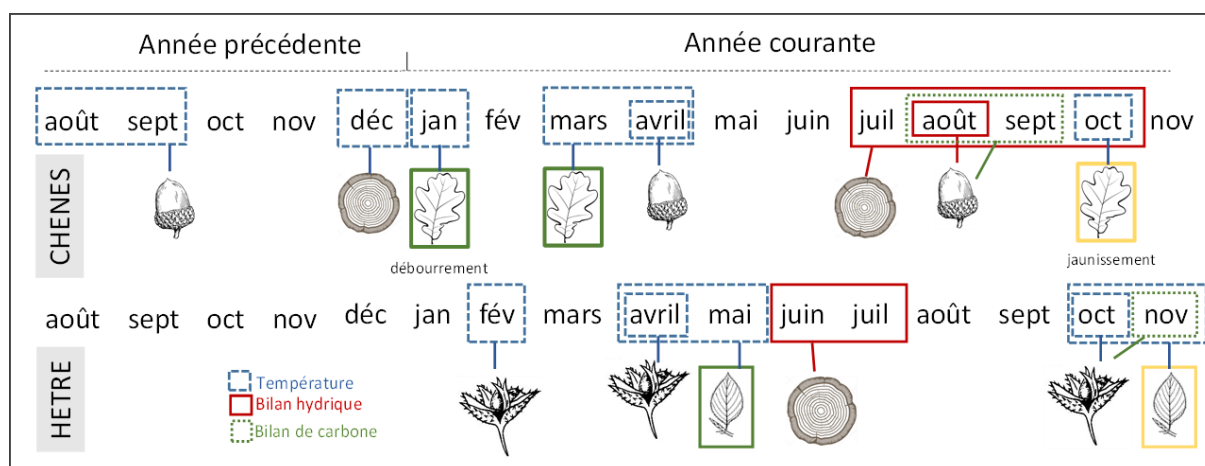
\* Contact : francois.lebourgeois@agroparistech.fr

La production annuelle de biomasse d'une forêt se répartie entre les différents compartiments comme le tronc, le houppier, ou encore les fruits. Du fait du caractère longévif des arbres, la croissance radiale est considérée comme un indicateur central de réponse au climat. De la même façon, la phénologie foliaire est un très bon indicateur de la capacité de survie étant donné son caractère très sélectif. La capacité à produire des fruits est également essentielle pour assurer le maintien dans le temps d'une espèce. Même si ces différents marqueurs de l'environnement commencent à être documentés, les causes de leurs variations interannuelles ne sont pas complètement élucidées. Depuis 25 ans, les données récoltées dans le réseau RENECOFOR ont permis des avancées majeures sur la compréhension du déterminisme environnemental (essentiellement climatique) de la croissance radiale, de la phénologie foliaire et de la fructification des principales essences forestières des forêts tempérées. Nous présentons ici la synthèse pour les feuillus (chênes sessile, pédonculé et hêtre) des différents événements et des variables climatiques majeures les modulant (cf. **Figure**).

Pour les chênaies, le débourrement commence en moyenne vers la mi-avril et le jaunissement vers la mi-octobre. À l'est de la France, la saison de végétation est plus courte (180-190 jours contre 210-220 jours à l'ouest) en conséquence d'un débourrement plus tardif (retard de 2 jours par degré de longitude) et d'un jaunissement plus précoce (5-10 jours). Pour le hêtre, la saison de végétation débute plus tard vers la fin de la troisième semaine d'avril. Le jaunissement des feuilles intervenant début octobre, la saison de végétation est en moyenne de 180 jours. Pour le débourrement, la température des mois de mars et avril joue un rôle central (cf. **Figure**). Par exemple, 1°C de plus en mars se traduit par une précocité de 2 à 5 jours. Pour le jaunissement, les températures d'octobre ou novembre jouent le plus grand rôle avec une sénescence plus tardive en cas de températures plus élevées (Delpierre *et al.*, 2009 ; Lebourgeois *et al.*, 2008, 2010). Concernant la croissance, c'est le bilan hydrique qui module le plus fortement la mise en place du cerne et sa largeur. Ainsi, pour le hêtre, une sécheresse en début d'été (surtout juin) aboutit à un cerne fin (cf. **Figure**). En contexte de plaine, le hêtre est d'autant plus sensible que le sol est superficiel (réserve utile maximale en eau du sol inférieure à 100 mm) ou le régime pluviométrique faible (précipitations annuelles inférieures à 700 mm) (Lebourgeois *et al.*, 2005). Pour les chênes, c'est la sécheresse sur l'ensemble de la saison (juillet à octobre) qui joue un rôle important mais les périodes clés sont très variables selon les peuplements et les conditions locales considérés. Les différences entre les deux espèces sont faibles même si le chêne pédonculé semble plus sensible aux sécheresses exceptionnelles. Le chêne sessile apparaît cependant d'autant plus sensible à la sécheresse estivale que le climat est chaud et sec. Ainsi, dans l'ouest de la France sous climat océanique sec ( $P < 700$  mm), il présente une réponse négative forte à la sécheresse estivale et aux températures automnales. En revanche, sa réponse à ses facteurs est très faible dans les conditions plus fraîches et plus humides du climat semi-continental de l'est de la France ( $P > 800$  mm) (Lebourgeois, 2006 ; Mérian *et al.*, 2011). Enfin, concernant la fructification, les chênaies produisent en moyenne 251 kg de fruits par ha et par an contre 171 pour les hêtraies. Pour les 2 espèces, les fruits représentent seulement 5% de la litière récoltée annuellement. La production de faines suit un cycle bisannuel et apparaît très synchrone entre les peuplements. En revanche, la production de glands est beaucoup plus irrégulière et asynchrone entre les peuplements

(Lebourgeois *et al.*, soumis). Pour les chênes, la production dépend des températures automnales de la saison précédente, des températures d'avril et du carbone accumulé en fin d'été (cf. **Figure**). Comme pour les chênes, le mois d'avril est une période clé pour la fainée mais des conditions hivernales modulent également la production de fruits. En fin de saison, des conditions automnales favorables (températures et bilan de carbone élevés) favorisent la production de glands (quantité et biomasse). Les analyses montrent également que la production de faines dépend très étroitement de la quantité de pollen émis (relation non observée pour les chênes). Concernant les relations avec la croissance, elle est positive pour les chênes (une année à forte croissance est également une année à forte production de graines) et négative pour le hêtre (forte fainée = croissance réduite).

**Figure :** Synthèse des périodes et variables clés modulant la croissance radiale, la feuillaison et la fructification des peuplements feuillus (chênes sessile, pédonculé et hêtre) du réseau RENECOFOR.



## Références :

- DELPIERRE N., DUFRENE E., SOUDANI K., ULRICH E., CECCHINI S., BOE J., FRANCOIS C., 2009. Modelling interannual and spatial variability of leaf senescence for three deciduous tree species in France. - *Agricultural and Forest Meteorology*, vol. 149, n° 6-7, pp. 938-948.
- LEBOURGEOIS F., 2006. Sensibilité au climat des chênes sessile et pédonculé dans le réseau RENECOFOR. Comparaison avec les hêtraies. - *Revue Forestière Française*, vol. 53, n° 1, pp. 29-44.
- LEBOURGEOIS F., BRÉDA N., ULRICH E., GRANIER A., 2005. Climate-tree-growth relationships of European beech (*Fagus sylvatica* L.) in the French Permanent Plot Network (RENECOFOR). - *Trees*, vol. 19, n° 4, pp. 385-401.
- LEBOURGEOIS F., PIERRAT J.C., PEREZ V., PIEDALLU C., CECCHINI S., ULRICH E., 2008. Déterminisme de la phénologie des forêts tempérées françaises : Etude sur les peuplements du RENECOFOR. - *Revue Forestière Française*, vol. 60, n° 3, pp. 323-343.
- LEBOURGEOIS F., PIERRAT J.C., PEREZ V., PIEDALLU C., CECCHINI S., ULRICH E., 2010. Simulating phenological shifts in French temperate forests under two climatic change scenarios and four driving GCMs. - *International Journal of Biometeorology*, vol. 54, n° 5, pp. 563-581.
- LEBOURGEOIS F., DELPIERRE N., DUFRENE E., CECCHINI S., MACÉ S., CROISE L., NICOLAS E., soumis. Spring temperatures, carbon inputs and airborne pollen as key drivers of fruiting in European temperate deciduous forests (*Fagus sylvatica*, *Quercus petraea* and *Q. robur*).
- MÉRIAN P., BONTEMPS J.D., BERGÈS L., LEBOURGEOIS F., 2011 - Spatial variation and temporal instability in climate-growth relationships of sessile oak (*Quercus petraea* [Matt.] Liebl.) under temperate conditions. - *Plant Ecology*, vol. 212, n° 11, pp. 1855-1871.

## 2.2 Mieux comprendre les processus d'influence du climat sur les arbres pour anticiper les effets de son évolution sur la composition et le fonctionnement des forêts

Xavier Morin\*, Isabelle Chuine

CEFE, CNRS - Université de Montpellier - Université Paul-Valéry Montpellier - EPHE, 1919 route de Mende, 34293 Montpellier Cedex 5, France

\* Contact : [xavier.morin@cefe.cnrs.fr](mailto:xavier.morin@cefe.cnrs.fr)

Le changement climatique affecte toutes les échelles écologiques, depuis les individus jusqu'aux biomes, en passant par les populations, les espèces, et les écosystèmes (Valladares, 2008). En effet, les conditions climatiques conditionnent de façon prépondérante la niche écologique des essences forestières, en affectant beaucoup de processus physiologiques des arbres. De fait, l'impact du changement climatique sur les essences est déjà visible, depuis la physiologie des individus (Saxe *et al.*, 2001), notamment la phénologie (Lebourgeois *et al.*, 2008 ; Morin *et al.*, 2010), jusqu'à leur répartition géographique (Lenoir *et al.* 2008) et la composition des communautés (Bertrand *et al.*, 2011). Ces modifications altèrent in fine la biodiversité dans son ensemble, et le fonctionnement des écosystèmes qui en découle (Kinzig *et al.*, 2002 ; Morin *et al.*, 2011).

Face à une telle cascade d'impacts, seule une meilleure compréhension des processus et de leur déterminisme nous permettra de mieux anticiper les effets du changement climatique, en développant notre capacité à intégrer la complexité du fonctionnement de l'écosystème et à identifier les paramètres importants de leur réponse au climat (Morin, 2006). Dans ce but, les observations de long terme, telles que celles récoltées dans le réseau RENECOFOR depuis 25 ans, revêtent une importance particulière. En effet, uniquement l'apport de ce genre de données permet de bien rendre compte des effets du climat sur les processus écologiques, tels que la réponse phénologique des espèces ou la croissance des individus, et de les intégrer ensuite dans des modèles afin d'obtenir des prédictions plus robustes pour le futur.

Nous tenterons ici de présenter un état des lieux de nos capacités à comprendre les processus pour simuler l'impact du climat (et de son changement) sur les arbres forestiers. Pour cela, nous nous focaliseront particulièrement sur les effets du climat sur la répartition des essences forestières, et sur la croissance relative de ces essences en peuplements monospécifiques ou mélangés. Plus précisément nous chercherons à illustrer comment des données acquises sur le long terme permettent de répondre aux questions suivantes :

- Quelle évolution de l'aire de répartition des essences forestières peut-on prédire ?
- Dans quelle mesure le mélange d'essences peut-il améliorer la capacité d'adaptation des forêts au climat, en considérant le lien entre composition des communautés d'espèces et fonctionnement de l'écosystème ?

La réponse à ces questions se basera sur les résultats issus des modèles PHENOFIT (Chuine & Beaubien, 2001 ; Cheaib *et al.*, 2012) [comme illustré dans la **Figure**] et ForCEEPS (Morin *et al.*, *in prep*).



**Figure :** Exemple de simulation de la répartition du hêtre dans en 2055 avec le modèle PHENOFIT. En vert : zones où l'espèce serait présente actuellement et en 2055 ; en rouge : zones où l'espèce disparaîtrait en 2055 ; en bleu : zones colonisables pour l'espèce en 2055.

## Références

- BERTRAND R., LENOIR J., PIEDALLU C. *et al.*, 2011. Changes in plant community composition lag behind climate warming in lowland forests. *Nature*, 479, 517–520.
- CHEAIB A., BADEAU V., BOE J. *et al.*, 2012. Climate change impacts on tree ranges: model intercomparison facilitates understanding and quantification of uncertainty. *Ecology Letters*, 15, 533–544.
- CHUINE I., BEAUBIEN E., 2001. Phenology is a major determinant of temperate tree range. *Ecology Letters*, 4, 500–510.
- KINZIG P.A., PACALA S.W., TILMAN D., 2002. *The functional consequences of biodiversity*. Princeton University Press, Princeton, New Jersey, USA, 392 pp.
- LEBOURGEOIS F., PIERRAT J.-C., PEREZ V., PIEDALLU C., CECCHINI S., ULRICH E., 2008. Déterminisme de la phénologie des forêts tempérées françaises: étude sur les peuplements du réseau Renecofor. *Revue Forestière Française*, 60, 323–343.
- MORIN X., 2006. *Biogéographie des espèces d'arbres européens et nord-américains: déterminisme et évolution sous l'effet du changement climatique*. Université Montpellier 2, Montpellier, 152 pp.
- MORIN X., DAMESTOY T., CASTAGNEYROL B., JACTEL H., DE COLIGNY F., MEREDIEU C., *in prep.* Diversity effects on the productivity of maritime pines in mixed stands with birches: a case study using a forest dynamics model.
- MORIN X., ROY J., SONIE L., CHUINE I., 2010. Changes in leaf phenology of three European oak species in response to experimental climate change. *New Phytol*, 186, 900–910.
- MORIN X., FAHSE L., SCHERER-LORENZEN M., BUGMANN H., 2011. Tree species richness promotes productivity in temperate forests through strong complementarity between species. *Ecology Letters*, 14, 1211–1219.
- SAXE H., CANNELL M.G.R., JOHNSEN O., RYAN M.G., VOURLITIS G., 2001. Tree and forest functioning in response to global warming. *New Phytologist*, 149, 369–400.
- VALLADARES F., 2008. A mechanistic view of the capacity of forest to cope with climate change. In: *Managing Forest Ecosystems: the challenge of climate change* (eds Bravo F, Le May V, Jandl R, von Gadow K), pp. 11–35. Springer Verlag, Berlin.

## 2.3 Utiliser les données d'observation pour tester des outils de télédétection : exemple de la détection satellitaire du débourrement et de la sénescence des feuilles

Soudani Kamel\*, Dufrêne Eric

Écologie Systématique Évolution, Université Paris-Sud, CNRS, AgroParisTech, Université Paris-Saclay, 91400 Orsay, France

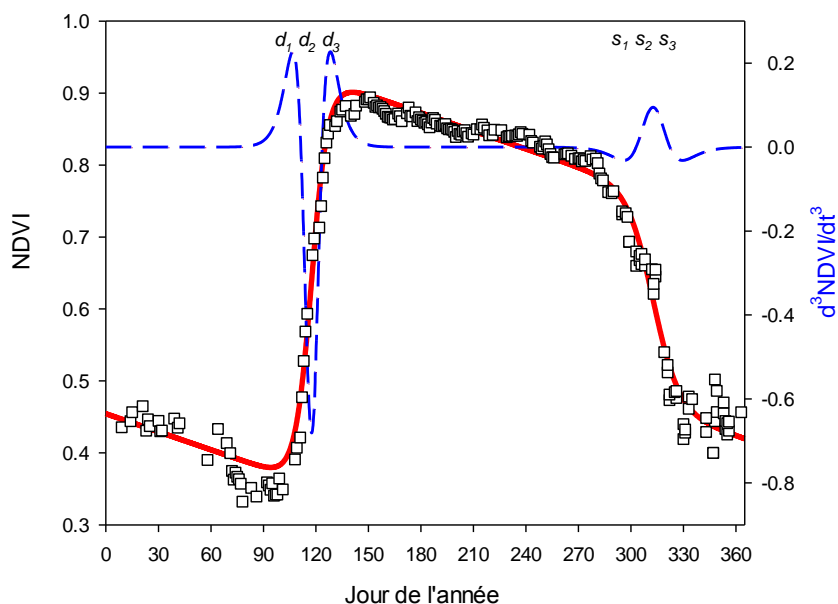
\* Contact : [kamel.soudani@u-psud.fr](mailto:kamel.soudani@u-psud.fr)

La phénologie de la végétation est l'étude de l'apparition d'évènements périodiques tels que le débourrement, la feuillaison, la sénescence et la chute foliaire. Elle est principalement gouvernée par le climat et est considérée comme étant le premier indicateur biologique visuel de sa variabilité. La caractérisation précise de la phénologie nécessite un échantillonnage exhaustif afin de tenir compte de la diversité des espèces et de la variabilité des facteurs climatiques. Les observations *in situ* sont nécessaires mais laborieuses, de faible représentativité spatiale et par conséquent difficilement généralisables aux échelles larges. La télédétection satellitaire a été souvent présentée comme une alternative. Les premiers travaux ont démarré depuis plusieurs décennies grâce aux images journalières par l'instrument AVHRR embarqué sur les satellites NOAA (USA). Les estimations fournies, bien qu'elles aient été assujetties à de fortes incertitudes, ont permis de disposer des premières cartographies de la phénologie à l'échelle globale et sur les différents biomes terrestres. Depuis une quinzaine d'années, une amélioration significative a été apportée grâce à l'instrument MODIS embarqué sur les satellites TERRA et AQUA (NASA, USA), spécialement dédiés à l'auscultation en continu du fonctionnement de la biosphère terrestre. L'amélioration a concerné aussi bien la résolution spatiale (250 m-1 km MODIS vs 1 km AVHRR), la résolution spectrale (36 bandes de longueur d'ondes vs. 6), la précision de géolocalisation (50 m vs 1 à 2 km) ainsi que de la qualité des données fournies. Les acquisitions MODIS sont utilisées pour générer et distribuer de nombreux produits cartographiques à l'échelle globale notamment la phénologie à une résolution spatiale de 500 m (MCD12Q2) et 1 km (MOD12Q2).

D'une manière générale, ces estimations utilisent la dynamique temporelle de certains indices, dits indices de végétation, sensibles à la biomasse végétale. Notons que la sensibilité de ces indices ne permet de distinguer que les transitions relatives au feuillage et lorsqu'elles sont bien marquées. Le NDVI (normalised difference vegetation index) est l'indice spectral le plus utilisé. Il exploite le contraste important qui existe entre le rayonnement réfléchi par la végétation dans le proche infrarouge (PIR) et le rouge (R) en raison de la forte absorption de la lumière dans cette gamme de longueur d'onde. Il est donné par l'expression suivante :  $NDVI = (NIR - RED) / (NIR + RED)$ . La **Figure** illustre la dynamique temporelle du NDVI mesuré *in situ* pendant une année ainsi que les principales phases phénologiques relatives au feuillage.

Un travail d'évaluation du spectromètre satellitaire MODIS pour l'estimation des dates phénologiques des peuplements feuillus caducifoliés a été entrepris en s'appuyant principalement sur les observations réalisées dans le cadre du réseau RENECOFOR (Soudani *et al.* 2008 ; Hmimina *et al.* 2013 ; Testa *et al.*, soumis). Les résultats obtenus ont permis de montrer que le point d'inflexion du NDVI pendant le printemps ( $d_2$ ) est le meilleur marqueur de la date de débourrement observée. L'erreur de prédiction était de 8,5 jours avec un léger biais positif de 3,5 jours. Le produit MOD12Q2 fournit des estimations qui s'écartent fortement des observations. L'incertitude est de 20 jours avec un biais négatif de 17 jours. Alors que la phase de débourrement et d'expansion foliaire est relativement rapide (20-30 jours entre le débourrement et l'indice foliaire maximum dans les forêts tempérées de hêtre et de chênes), la phase de sénescence est plus étalée et coïncide avec le retour des mauvaises conditions météorologiques rendant encore plus incertaine la télédétection d'une date qui marque cette phase. L'erreur de prédiction est de 20 jours dans les meilleurs cas (Testa *et al.*, in press).

En conclusion, les observations acquises par le réseau RENECOFOR selon des protocoles standardisés et à long terme offrent des potentialités inégalées pour la validation et la calibration des produits satellitaires. Ceci est d'autant plus nécessaire que de nouveaux satellites, notamment dans le cadre de la mission Sentinel de l'ESA (Agence Spatiale Européenne), alliant à la fois la très haute résolution temporelle et spatiale, sont spécialement dédiés à l'observation de la Terre, pour fournir en routine des produits à destination de différents acteurs. Les incertitudes associées à ces produits doivent être évaluées afin d'éviter les mauvaises interprétations et définir les limites de leur utilisation (Soudani & François, 2014).



**Figure :** Dynamique intra-annuelle du NDVI sur une forêt feuillue décidue. Les carrés correspondent au NDVI mesuré. ( $d_1, d_2, d_3$ ) et ( $s_1, s_2, s_3$ ) sont des indicateurs phénologiques extraits de la courbe théorique (en rouge). Ils correspondent aux dates de transition de débournement et d'expansion foliaire du printemps et de senescence en automne. La courbe bleue (dérivée 3<sup>ème</sup> de la courbe rouge) permet de détecter ces transitions.

## Références :

- SOUDANI K., LE MAIRE G., DUFRÈNE E., FRANÇOIS C., DELPIERRE N., ULRICH E. & CECCHINI S., 2008. Evaluation of the onset of green-up in temperate deciduous broadleaf forests derived from Moderate Resolution Imaging Spectroradiometer (MODIS) data. *Remote Sensing of Environment*, 112(5):2643-2655.
- HMIMINA, G., DUFRÈNE, E., PONTAILLER, J. Y., DELPIERRE, N., AUBINET, M., CAQUET, B., DE GRANDCOURT, A., BURBAN, B., FLECHARD, C., GRANIER, A., GROSS, P., HEINESCH, B., LONGDOZ, B., MOUREAUX, C., OURCIVAL, J. M., RAMBAL, S., ANDRÉ, L. S. & SOUDANI, K., 2013. Evaluation of the potential of MODIS satellite data to predict vegetation phenology in different biomes: an investigation using ground-based NDVI measurements. *Remote Sensing of Environment*, 132:145-158.
- TESTA S., SOUDANI K., BOSCHETTI L., MONDINO E.B., in press. MODIS-derived EVI, NDVI and WDRVI time series to estimate phenological metrics in French deciduous forests. *International Journal of Applied Earth Observation and Geoinformation*.
- SOUDANI K. & FRANÇOIS C., 2014. A green illusion. *Nature*, 506, p. 165 (2014).

### 3.1 Comment associer différents réseaux d'observation pour mieux comprendre le cycle du carbone en forêt ? Exemple du modèle CASTANEA

\*Eric Dufrene<sup>1</sup>, Christophe François<sup>1</sup>, Nicolas Delpierre<sup>1</sup>, Hendrik Davi<sup>2</sup>, Hélène Genet<sup>3</sup>, Joannès Guillemot<sup>4</sup>, Gueric le Maire<sup>4</sup>, Valérie Le Dantec<sup>5</sup>, Guillaume Marie<sup>5</sup>, Cécile Vincent-Barbaroux<sup>5</sup>

<sup>1</sup>Écologie Systématique Évolution, Université Paris-Sud, CNRS, AgroParisTech, Université Paris-Saclay, 91400 Orsay, France ; <sup>2</sup>URFM, INRA, 84914 Avignon, France ; <sup>3</sup>Institute of Arctic Biology Univ. of Alaska Fairbanks, Fairbanks AK, USA ; <sup>4</sup>UMR Eco&Sols, CIRAD, SupAgro, 34060 Montpellier, France ; <sup>5</sup>CESBIO, CNRS, Univ. Paul Sabatier, CNES, IRD, 31401 Toulouse, France ; <sup>6</sup>Dept. of Ecological Sciences, Fac. of Earth and Life Sciences, Amsterdam, Pays-Bas ; <sup>7</sup>ARCHE-USC, Univ. d'Orléans, INRA, 45 000 Orléans, France

\* Contact : [eric.dufrene@u-psud.fr](mailto:eric.dufrene@u-psud.fr)

Le changement climatique soulève un double enjeu pour les forêts : à la fois leur adaptation à une évolution rapide des conditions environnementales, mais aussi leur contribution à atténuer ces bouleversements par la séquestration de carbone atmosphérique, notamment dans le bois. Les modèles visent à synthétiser les connaissances existantes pour pouvoir simuler les phénomènes naturels et tenter d'apporter des réponses sur la manière dont les forêts vont évoluer à l'avenir.

Schématiquement on peut séparer les modèles de croissance des peuplements forestiers en deux grands types (i) les modèles à base dendrométrique qui reproduisent les croissances stationnelles observées sous un climat « supposé constant » et (ii) les modèles de représentation des processus biophysiques qui reproduisent sur le « court terme » les réponses des arbres au climat. Quelques tentatives de couplage entre ces deux types de modèles ont vu le jour ces dernières années. En France, le modèle global ORCHIDEE basé sur de grands types fonctionnels et le modèle CASTANEA qui prend en compte explicitement les espèces forestières ont chacun été couplés avec des modèles de structure du peuplement forestier. Ces modèles hybrides permettent de prendre en compte les dynamiques de structure des peuplements sur le long terme et donc d'étendre la capacité prédictive des modèles basés sur la représentation des processus à l'ensemble d'un cycle forestier. Dans le cas du modèle hybride CASTANEA-SSM, il permet en plus l'évaluation de combinaisons d'effets des changements climatiques et de la gestion sylvicole, sur la production et la survie des peuplements, en fonction de leur essence principale.

Ces deux grands types de modèle nécessitent des observations et mesures de terrain pour paramétrer les équations utilisées et tester les prédictions réalisées. À la différence des modèles dendrométriques qui utilisent un nombre restreint d'équations et de paramètres, les modèles de processus (et les modèles hybrides) nécessitent un grand nombre d'équations et de paramètres pour représenter les nombreux processus simulés.

Le développement du modèle CASTANEA a débuté au milieu des années 1990 en s'appuyant sur les connaissances en écophysiologie végétale à l'échelle des organes et celles de la bioclimatologie à l'échelle du couvert forestier. Dans un premier temps il s'agissait de construire un modèle Sol-Végétation-Atmosphère (SVAT) capable de prédire les flux d'eau et de CO<sub>2</sub> entre l'écosystème et l'atmosphère au pas de temps horaire sur une année. Le but était de simuler les effets de l'augmentation en CO<sub>2</sub> atmosphérique sur les forêts : dispositifs expérimentaux-minicouverts (projet européen ECOCRAFT). Au cours de la même décennie, le développement rapide des mesures de flux par eddy-covariance sur les couverts forestiers a permis de paramétrer et tester CASTANEA sur des peuplements forestiers réels (projets européens CarboFlux puis Carbo-Europe).

Ainsi après un premier développement important sur la hêtraie de Hesse, CASTANEA a été adapté et testé pour plusieurs autres espèces en utilisant les données du réseau européen (Chêne vert, Chêne sessile, Pin sylvestre, Épicéa, Pin maritime) et américain (Douglas) de "tours à flux". Il

s'agissait principalement de reproduire les variations journalières, saisonnières et interannuelles des flux d'eau et de CO<sub>2</sub>. Parallèlement des efforts étaient entrepris pour améliorer les connaissances sur le rôle des réserves carbonées dans le but de pouvoir simuler la croissance des principaux organes dont le tronc. Ainsi, le modèle de flux (SVAT) CASTANEA est aussi devenu un modèle de bilan de carbone simulant la croissance pour plusieurs essences (Chêne sessile, Hêtre, Chêne vert, Épicéa).

La simulation de l'allocation du carbone vers les organes est beaucoup plus dépendante de l'espèce que les flux de gaz. Ces derniers nécessitent des paramétrisations spécifiques mais les règles (processus traduits en équations) sont le plus souvent "génériques". L'allocation nécessite en plus de paramétrisations spécifiques, des règles qui peuvent varier fortement avec chacune des espèces. Une autre difficulté rencontrée pour simuler le bilan de carbone sur une révolution forestière porte sur les effets considérables de l'âge des arbres (et de leur taille) sur la paramétrisation et parfois sur les règles d'allocation.

Pour répondre aux défis posés par cette variabilité, il a été nécessaire de mobiliser plusieurs jeux de données issues de réseaux de mesures aux échelles du paysage (massif forestier de Fontainebleau), de la France et de l'Europe. De façon générale il existe une relation négative entre le nombre de stations/parcelles d'un réseau de mesure et le nombre de variables mesurées. En revanche il n'existe pas de relation entre l'échelle spatiale du réseau et le nombre de parcelles ou de variables considérées.

Les données du réseau RENECOFOR ont permis, seules ou en combinaison avec celles d'autres réseaux, de paramétrer le module de débourrement, de paramétrer et développer le module de jaunissement foliaire, de tester le schéma d'allocation du carbone et le modèle couplé gestion, enfin de développer et tester le module de fructification (en cours).



### 3.2 Le rôle de puits de carbone des sols forestiers : résultats de mesures et hypothèses explicatives

Mathieu Jonard<sup>1\*</sup>, Manuel Nicolas<sup>2</sup>, David Coomes<sup>3</sup>, Isabelle Caignet<sup>1</sup>, Anaïs Saenger<sup>1</sup> et Quentin Ponette<sup>1</sup>

<sup>1</sup>Université catholique de Louvain, Earth and Life Institute, Environmental Sciences, Croix du Sud, 2 – Boite L7.05.09, 1348 Louvain-la-Neuve, Belgique ; <sup>2</sup>Office National des Forêts, Direction technique et commerciale bois, Département R&D, Boulevard de Constance, 77300 Fontainebleau, France ; <sup>3</sup>University of Cambridge, Department of Plant Sciences, Forest Ecology and Conservation Group, Downing Street, Cambridge CB2 3EA, UK

\* Contact : [mathieu.jonard@uclouvain.be](mailto:mathieu.jonard@uclouvain.be)

Les sols ont un rôle important à jouer dans la régulation du climat. Ils constituent une réserve considérable de carbone, sous forme de matières organiques, dont une augmentation minimale (4/1000 par an) pourrait suffire à stopper l'augmentation de la teneur en CO<sub>2</sub> de l'atmosphère. À l'inverse une diminution de cette réserve pourrait contribuer à accélérer le changement du climat. Dans le cadre des négociations internationales relatives aux changements climatiques, de nombreux pays dont la France se sont engagés à réduire leurs émissions de gaz à effet de serre (GES), en signant le protocole de Kyoto et plus récemment l'Accord de Paris. Pour prouver qu'ils respectent leurs engagements, les pays signataires sont tenus de comptabiliser leurs émissions. Pour la période 2008-2012, la France s'était engagée à réduire les émissions de 5 % par rapport au niveau de 1990 et avait pris l'option d'intégrer la foresterie dans cette comptabilité, en faisant l'hypothèse (à justifier) que les sols forestiers jouaient un rôle neutre ou de puits vis-à-vis du carbone. C'est dans ce contexte qu'ont été analysés les premiers résultats des prélèvements de sol répétés à environ 15 ans d'intervalle sur les 102 placettes du réseau RENECOFOR. Cette étude, soutenue par le ministère chargé de l'Agriculture, avait pour premier objectif de détecter et de quantifier l'évolution du stock de carbone organique dans le sol et la litière des forêts. De plus, nous avons tenté de comprendre les causes des évolutions observées via deux approches : une procédure statistique de sélection de facteurs explicatifs et un bilan estimé des flux d'entrée et de sortie de carbone.

Les données ont été collectées lors de deux campagnes menées entre 1993 et 1995, puis entre 2007 et 2012. Au sein de chaque placette, l'échantillonnage a été effectué dans 5 sous-placettes carrées (4 en périphérie et une au centre). Chacune a été divisée selon une grille comprenant 16 nœuds parmi lesquels 5 points d'échantillonnage ont été choisis de manière à obtenir une bonne répartition spatiale. Pour chaque couche de sol, un échantillon-composite a été réalisé en rassemblant les échantillons d'une même sous-placette. Ce plan d'échantillonnage a été conçu de manière à quantifier la variabilité intra-placette et à pouvoir la distinguer d'une possible évolution temporelle à l'échelle de la placette. Selon les campagnes et les sites, le prélèvement des échantillons de sol s'est fait en 4 à 6 couches. Jusqu'à 3 couches organiques ont été distinguées dans la litière. Le sol minéral sous-jacent a été prélevé par couche de profondeur fixée : 0-10cm, 10-20cm, 20-40cm. Au laboratoire, les mêmes méthodes d'analyse ont été employées lors des deux campagnes. La teneur en carbone organique a été déterminée par combustion sèche (après soustraction des carbonates) pour les couches de litière et la couche minérale 0-10 cm, et par la méthode Anne pour les couches 10-20 et 20-40 cm. Le stock de carbone de la litière a été calculé en multipliant la masse de chaque couche par sa teneur en carbone organique, puis en sommant l'ensemble des couches. Au niveau des couches minérales, le stock de carbone a été obtenu sur base de la teneur en carbone et de la densité apparente en tenant compte de la fraction d'éléments grossiers.

Comme le laps de temps séparant les deux campagnes de prélèvement de sol varie d'une placette à l'autre, l'analyse statistique a été faite sur la différence de stock de carbone entre les deux campagnes rapportée au temps écoulé. La variation annuelle du stock de carbone est significative uniquement pour les couches de litière et la couche 0-10cm du sol minéral ainsi que pour le stock total (cf. **Tableau**). Comme cette variation de stock est positive, il s'agit d'une séquestration de carbone par le sol qui s'élève à 0.35 tC par ha et par an et qui, rapportée au stock de carbone du sol, est de l'ordre de 4 pour mille. En faisant l'hypothèse d'une évolution comparable dans l'ensemble des sols forestiers français, ce puit de carbone équivaldrait approximativement à 5% des émissions de GES due à la combustion des énergies fossiles en France.

Couche	Stock C (tC ha <sup>-1</sup> )	Δ Stock C (tC ha <sup>-1</sup> an <sup>-1</sup> )	P
Litière	11.70	+0.10	<b>0.006</b>
0-10cm	30.78	+0.25	<b>&lt;.001</b>
10-20cm	17.91	+0.02	0.328
20-40cm	21.12	-0.02	0.237
Total	80.94	+0.35	<b>&lt;.001</b>

**Tableau :** Stock de carbone organique du sol et sa variation moyenne annuelle, par couche. Les changements sont significatifs si la probabilité P est inférieure à 0,05 (en gras).

Pour identifier les facteurs à l'origine de la variabilité du taux de séquestration de carbone entre les placettes du réseau, une méthode de sélection a été appliquée sur une série de 34 variables potentiellement explicatives et a permis de mettre en évidence l'effet de deux facteurs : l'âge et la structure du peuplement. La séquestration de carbone dans le sol diminue avec l'âge du peuplement et est plus élevée dans les peuplements irréguliers que dans les peuplements réguliers (équiennes). Ensemble ces deux facteurs n'expliquent que 14% de la variabilité. Cette faible proportion est due notamment aux fortes variations intra-placettes du taux de séquestration de carbone dans le sol. De plus, l'effet âge se confond avec un possible effet du type d'essence et de l'ancienneté de l'état boisé : les peuplements résineux sont en moyenne plus jeunes et correspondant à un historique de boisement plus récent en moyenne que les peuplements feuillus, dans le jeu de données. Ces résultats suggèrent néanmoins que la gestion forestière pourrait avoir un rôle à jouer dans la séquestration de carbone dans le sol.

Pour évaluer quels pourraient être les processus responsables de la séquestration de carbone dans le sol, un bilan 'entrées-sorties' a été réalisée pour une placette fictive représentative de l'ensemble du réseau. Ce bilan a été estimé pour la partie aérienne (litière) et pour la partie souterraine (sol minéral) en supposant un équilibre initial entre les flux d'entrée et de sortie de carbone. Les résultats indiquent que le taux de séquestration de carbone observé dans la litière pourrait être dû à un ralentissement de la décomposition suite à une détérioration de la qualité des matières organiques (augmentation du rapport carbone/azote). Pour les couches minérales, le taux de séquestration estimé par l'approche bilan est nettement inférieur aux observations, ce qui laisse à penser que l'état d'équilibre n'était pas atteint lors de la première campagne de mesure et que la production de litière était supérieure à sa décomposition. On pourrait se demander par exemple si le reboisement massif des terres depuis le début du XIXe siècle pourrait résulter encore aujourd'hui en un stockage croissant de matières organiques dans le sol minéral par rapport à des usages agricoles précédents.

Au terme de cette étude, une série de questions demeurent. La séquestration de carbone dans le sol va-t-elle se poursuivre à long terme ? Quelle est la stabilité du carbone nouvellement accumulé ? Quels sont les processus sous-jacents ?

### 3.3 Comprendre la dynamique des matières organiques des sols, un compartiment-clé dans l'équilibre des écosystèmes forestiers

Delphine Derrien<sup>1\*</sup>, Pierre Barré<sup>2</sup>, Isabelle Basile-Doelsch<sup>3</sup>, Marie-France Dignac<sup>4</sup>

<sup>1</sup> Biogéochimie des Écosystèmes Forestiers, INRA, 54280 Champenoux, France,

<sup>2</sup> Laboratoire de Géologie de l'ENS, PSL Research University, UMR8538 du CNRS, 24 rue Lhomond, 75231 Paris cedex 05, France

<sup>3</sup> Aix-Marseille Université, CNRS, IRD, Coll France, INRA, CEREGE, F-13545 Aix-en-Provence, France

<sup>4</sup> UMR ECOSYS, INRA, AgroParisTech, Université Paris-Saclay, F-78850, Thiverval-Grignon, France

\* Contact : [delphine.derrien@inra.fr](mailto:delphine.derrien@inra.fr)

L'initiative internationale 4 pour 1000 vise à augmenter chaque année le stock mondial de carbone de 0.4% dans les 30 premiers centimètres du sol. Ceci permettrait, en théorie, de réduire, voire de stopper l'augmentation actuelle de la quantité de CO<sub>2</sub> dans l'atmosphère. De surcroît, l'augmentation du stock de carbone (C) dans les sols améliorera leur qualité et diminuera l'érosion. Les sols seront bien sûr plus riches en matière organique, donc en nutriments, les rendements seront augmentés et la capacité des sols à nourrir la planète favorisée. A l'heure actuelle, 82 pays sont prêts à s'investir à travers différents programmes internationaux dans la mise en œuvre de cette initiative.

L'option la plus évidente pour augmenter le carbone des sols apparaît être l'augmentation des apports de matière végétale. Cependant en augmentant les apports, nous pouvons être confrontés à une augmentation des sorties... C'est pourquoi, il est important de comprendre les mécanismes fins qui contrôlent le stockage de carbone dans les sols : quelles sont les sources de ce carbone, quelles en sont les formes et quelle est la durée du stockage.

Dans cet exposé, nous nous ferons l'écho des travaux et réflexions menés par le collectif CarboSMS (acronyme de « Carbone du Sol, Mécanismes de Stabilisation » - <https://carbosms.wordpress.com/>). Ce collectif regroupe 120 membres de la communauté scientifique francophone qui travaillent sur les sols et leur capacité de stockage du carbone.

Nous présentons tout d'abord les avancées récentes dans la compréhension des mécanismes de stabilisation du carbone du sol. Deux grands types de mécanismes influencent la stabilisation/déstabilisation du C organique dans les sols : les mécanismes liés au vivant et à la biodiversité (plantes, faune, micro-organismes) et les mécanismes abiotiques (localisation dans la structure physique du sol et interactions avec les particules minérales).

Nous discuterons ensuite des effets de pratiques sylvicoles sur les stocks de carbone du sol. Le choix des essences, de leur densité de plantation, l'intensité du prélèvement des végétaux, l'amendement, la fertilisation ou encore le travail du sol conditionnent non seulement les apports de matière organique au sol dans le temps et l'espace, mais aussi la sensibilité de ces matières organiques à la minéralisation, en agissant sur les mécanismes, biotiques comme abiotiques. La complexité des interactions entre les mécanismes et leurs effets dans le temps sur les stocks de carbone seront illustrés par la présentation de méta-analyses et d'études de terrain de longue durée.

Enfin, dans une dernière partie nous montrerons comment la prise en compte de ces mécanismes dans les modèles globaux de dynamique du carbone ou dans des indicateurs de stabilité du stock de carbone peut permettre d'améliorer les prédictions de l'évolution des stocks de carbone organique des sols. Toutefois, la mise en œuvre à l'échelle d'un territoire de nouveaux modèles ou indicateurs intégrant les mécanismes fins de dynamique du carbone nécessite au préalable une étape de validation. À ce titre, les réseaux de sites tels le RENECOFOR, sont particulièrement

précieux. En effet, la détection de l'évolution des stocks de carbone implique des analyses répétées dans le temps sur des dispositifs de longue durée. De surcroît, l'évaluation de la généricité d'un modèle ou d'un indicateur nécessite de comparer les prédictions à des données collectées pour des couverts végétaux variés et dans des contextes pédo-climatiques diversifiés.

### **Références :**

- DERRIEN *et al.* 2016. Stocker du C dans les sols : Quels mécanismes, quelles pratiques agricoles, quels indicateurs ?  
Étude et Gestion des Sols 23, 193-223
- DIGNAC *et al.* 2017. Increasing soil carbon storage: mechanisms, effects of agricultural practices and proxies. A review.  
Agronomy for Sustainable Development 37, 14

## 4.1 La réduction des émissions polluantes se répercute-t-elle pleinement dans les retombées atmosphériques de soufre et d'azote en France ?

Aude Bourin<sup>1\*</sup>, Stéphane Sauvage<sup>1</sup>, Patrice Coddeville<sup>1</sup>, Manuel Nicolas<sup>2</sup>, Luc Croisé<sup>2</sup>, Anne Probst<sup>3</sup>

<sup>1</sup>Département Sciences de l'Atmosphère et Génie de l'Environnement (SAGE), Institut Mines-Telecom Lille Douai, F-59508 Douai

<sup>2</sup>Direction forêts et risques naturels, département recherche, développement et innovation, Office national des forêts, F-77300 Fontainebleau

<sup>3</sup>Ecolab, Université de Toulouse, CNRS, INPT, UPS Toulouse, France

\* Contact : aude.bourin@imt-lille-douai.fr

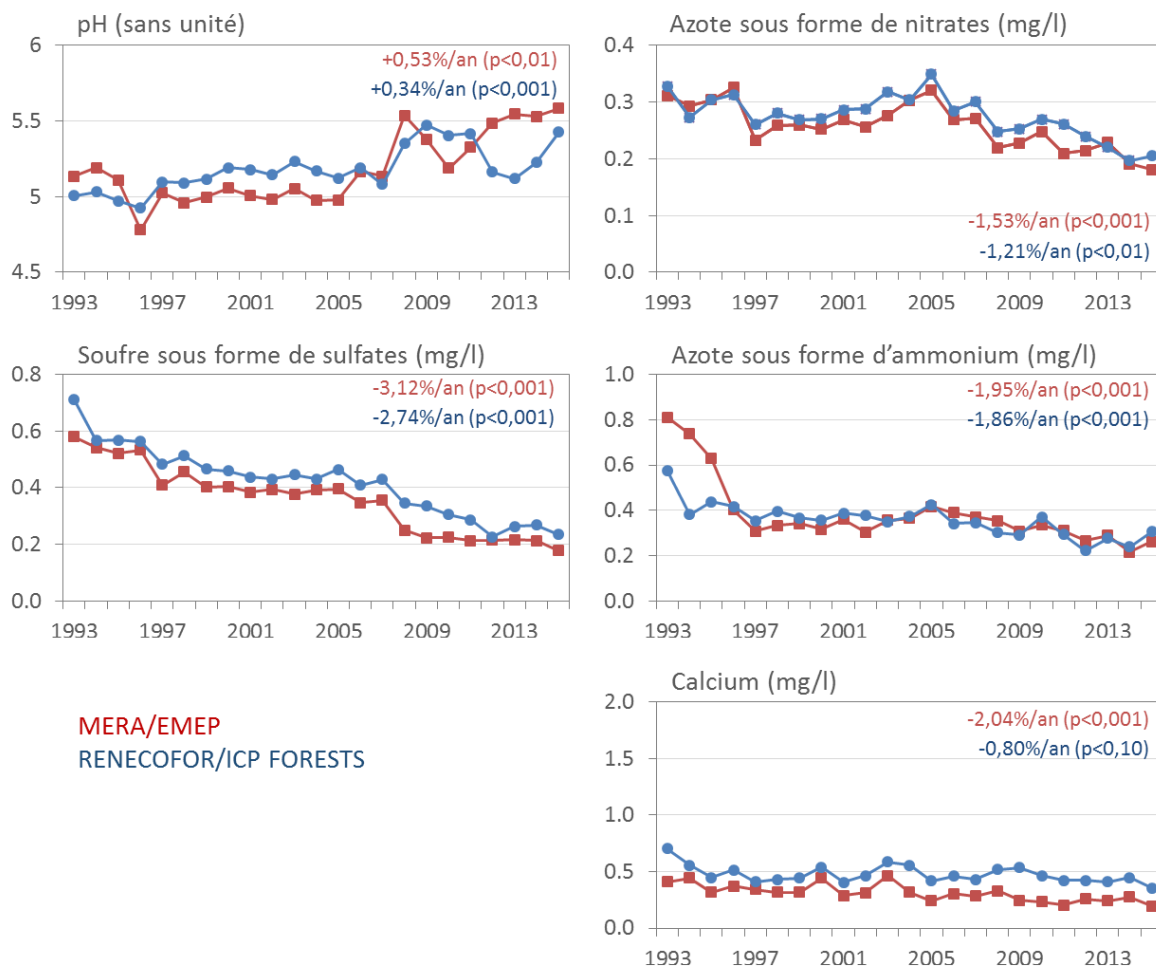
L'émission de polluants dans l'atmosphère est l'une des principales voies par lesquelles les activités humaines modifient les conditions environnementales à l'échelle du globe. La crise des pluies acides notamment, qui a fait craindre un dépérissement généralisé des forêts dans les années 1980, a mis en lumière les effets à longue distance de polluants dus à l'utilisation de combustibles fossiles et aux activités agricoles. Elle a motivé la prise d'engagements politiques internationaux pour réduire réglementairement les émissions atmosphériques incriminées (oxydes de soufre, oxydes d'azote, ammoniac) et suivre leurs impacts sur l'environnement.

En France, plusieurs dispositifs ont été mis en place pour surveiller les dépôts atmosphériques de manière complémentaire. Les réseaux MERA (entre 8 et 12 sites) et CATAENAT (27 sites, sous-ensemble du réseau RENECOFOR) mesurent tous deux la pollution de fond, à l'écart des principales sources d'émission, pour les besoins de deux programmes européens (EMEP et ICP Forests). Leurs méthodologies de prélèvement répondent à des objectifs différents et ne produisent pas de résultats comparables en valeur absolue. Cependant les tendances relatives, qu'ils permettent de détecter de manière indépendante, se complètent avec intérêt pour évaluer l'efficacité des engagements de réduction des pollutions atmosphériques.

Sur la période 1993-2015, les deux réseaux ont enregistré une baisse significative de l'acidité directe des retombées atmosphériques, reflétée par l'augmentation du pH (cf. **Figure**). Le pH a augmenté de +0,53 % an<sup>-1</sup> sur MERA et de +0,34 % an<sup>-1</sup> sur CATAENAT. Cette évolution est principalement liée à la chute des concentrations en soufre sous forme de sulfates (-3,12 % an<sup>-1</sup> et -2,74 % an<sup>-1</sup> respectivement sur MERA et CATAENAT) et à la baisse plus modérée des concentrations en azote sous forme de nitrates (-1,53 % an<sup>-1</sup> et -1,21 % an<sup>-1</sup> respectivement sur MERA et CATAENAT). La diminution des concentrations en azote sous forme d'ammonium (-1,95 % an<sup>-1</sup> et -1,86 % an<sup>-1</sup> respectivement sur MERA et CATAENAT) a aussi concouru, de manière indirecte, à réduire la contrainte acidifiante des dépôts atmosphériques. En revanche, la baisse concomitante des concentrations en calcium représente une réduction des apports en nutriments non négligeable pour les sols les plus pauvres. Toutes ces tendances temporelles constatées en milieu ouvert se confirment également dans les dépôts collectés sous le couvert des arbres sur 14 sites du réseau CATAENAT.

Les réglementations en matière de diminution des émissions polluantes d'oxydes de soufre se sont pleinement répercutées dans les retombées atmosphériques de sulfates. Le constat est quelque peu différent pour les retombées d'azote, dont les tendances contrastent avec celles rapportées par les inventaires d'émissions. Ainsi la forte baisse estimée dans les émissions d'oxydes d'azote ne se reflète pas entièrement dans les retombées atmosphériques de nitrates. A l'inverse les émissions d'ammoniac sont restées stables, alors qu'une baisse est détectée dans les retombées d'ammonium mesurées. Par ailleurs, les modélisations spatiales basées sur les inventaires d'émissions ne reflètent pas les variations géographiques observées dans les retombées

atmosphériques d'azote sous forme d'ammonium. Ces divergences montrent que la recherche doit se poursuivre pour mieux comprendre et simuler les mécanismes de transport et de transformation des polluants dans l'atmosphère. Dans ce contexte, la surveillance continue des retombées atmosphériques reste une approche nécessaire pour évaluer les impacts réels des émissions polluantes sur l'environnement et asseoir la stratégie de contrôle de ces émissions.



**Figure :** Évolutions temporelles du pH et des concentrations en soufre (sulfates), en azote (nitrates, ammonium) et en calcium dans les retombées atmosphériques, en moyenne annuelle et à l'échelle nationale, dans les sites MERA (en rouge, pluie uniquement) et CATAENAT (en bleu, dépôt total hors couvert forestier).

## 4.2 Acidification et eutrophisation : vers un rétablissement de la fertilité chimique des sols ?

Quentin Ponette<sup>1\*</sup>, Anaïs Saenger<sup>1</sup>, Mathieu Jonard<sup>1</sup>, Manuel Nicolas<sup>2</sup>

<sup>1</sup>Université catholique de Louvain, Earth and Life Institute, Environmental Sciences, Croix du Sud, 2 – Boite L7.05.09, 1348 Louvain-la-Neuve, Belgique

<sup>2</sup>Office national des forêts, Département recherche-développement-innovation, Boulevard de Constance, 77300 Fontainebleau

Contact : [quentin.ponette@uclouvain.be](mailto:quentin.ponette@uclouvain.be)

Le sol constitue le réservoir dans lequel les arbres et la végétation puisent les éléments minéraux dont ils ont besoin. L'évolution de son contenu apparaît donc comme un indicateur fondamental vis-à-vis des risques de déséquilibres nutritifs que peuvent provoquer ou aggraver les pollutions atmosphériques et les exportations de nutriments associées à l'exploitation forestière.

Au début des années 1980, la crise des pluies acides a attiré l'attention sur l'impact des retombées de polluants atmosphériques sur les forêts, à des centaines de kilomètres de leurs sources d'émission. En effet, l'effet acidifiant des dépôts soufrés et azotés a pu favoriser un appauvrissement des sols en éléments échangeables, voire l'apparition de carences dans les contextes de sols les plus pauvres et acides. Les symptômes de jaunissement du feuillage des arbres alors largement observés dans les Vosges reflétaient notamment une carence en magnésium (Landmann et Bonneau, 1995). De plus, par son effet fertilisant, l'apport d'azote atmosphérique a pu accentuer les risques de carence en déséquilibrant la nutrition minérale des arbres et en augmentant leurs besoins en autres éléments nutritifs.

Dans les années 1990, des premières études se sont intéressées à mesurer l'évolution des propriétés des sols forestiers, en ré-échantillonnant des sites du Nord-Est de la France qui avaient fait l'objet de prélèvements antérieurs, jusqu'à 20 ans auparavant (Dupouey *et al.*, 1998). Malgré la réduction déjà sensible des pollutions soufrées et azotées, la synthèse de leurs résultats a montré une tendance à l'appauvrissement en éléments échangeables (particulièrement en magnésium et calcium), à leur acidification (baisse du taux de saturation en bases échangeables) et à leur enrichissement en azote (baisse du rapport C/N).

Depuis, les dépôts atmosphériques de soufre et d'azote sur les forêts ont encore diminué, et la question se pose de savoir si la fertilité chimique des sols forestiers a pu se rétablir.

Mis en place en 1992, le réseau RENECOFOR fournit pour la première fois des mesures de l'évolution des propriétés physico-chimiques des sols à l'échelle nationale. Couvrant une large gamme de contextes écologiques en France métropolitaine, ses 102 sites ont fait l'objet de deux campagnes d'analyse de sol, entre 1993 et 1995 puis entre 2007 et 2012, avec de nombreuses précautions méthodologiques pour s'assurer de la comparabilité des données. La litière a été prélevée par horizon morphologique (OL, OF, OH) et le sol minéral sous-jacent par couche de profondeur systématique (0-10 cm, 10-20 cm, 20-40 cm). La variabilité spatiale au sein de chaque placette a été quantifiée suivant le même plan d'échantillonnage à chaque campagne de terrain : 25 prélèvements répartis entre cinq sous-placettes fixes (grappes), pour chacune desquelles un composite a été analysé. Les analyses physico-chimiques ont été réalisées par le Laboratoire d'analyse des sols (INRA Arras), suivant les mêmes méthodes lors des deux campagnes.

De manière inattendue, les changements observés dans les sols ont été principalement guidés par l'évolution des paramètres associés aux matières organiques (carbone organique et azote total). Les stocks de carbone organique ont augmenté de manière significative (en moyenne +0,34 tC/ha/an), et essentiellement dans les couches de surface (litière et sol minéral jusqu'à 10 cm de

profondeur) tandis qu'ils sont restés stables dans les couches plus profondes (sol minéral de 10 à 40 cm de profondeur). En revanche, si les stocks d'azote total ont quelque peu augmenté dans les couches de surface (litière et sol minéral jusqu'à 10 cm de profondeur), ils ont nettement diminué dans les couches les plus profondes (sol minéral de 10 à 40 cm de profondeur). Il en résulte une baisse globale des stocks d'azote, peu significative statistiquement mais dont l'ampleur (-11 kg/ha/an en moyenne) ne serait pas explicable uniquement par la diminution constatée des dépôts d'azote atmosphériques. Elle interroge aussi quant à de possibles pertes par drainage ou par une immobilisation accrue dans la biomasse. En conséquence des évolutions des stocks de carbone (C) et d'azote (N), le rapport C/N a augmenté très significativement dans toutes les couches et quel que soit le contexte écologique (+2,6 unités en moyenne sur l'ensemble de la litière et du sol minéral jusqu'à 40 cm de profondeur). Cela dénote une évolution de la qualité des matières organiques, qui pourrait avoir ralenti leur décomposition et contribué à favoriser leur stockage au cours du temps.

Concernant l'acidification, elle s'est poursuivie dans les sols les plus acides et sensibles à ce phénomène ( $\text{pH H}_2\text{O} < 4,5$ ). Leur pH a baissé dans chacune des couches minérales, et leur taux de saturation en bases a aussi diminué en considérant globalement les stocks d'éléments échangeables de 0 à 40 cm de profondeur. Cependant cette acidification ne s'est pas accompagnée d'un appauvrissement en valeur absolue de ces sols les plus acides. Leurs réserves en magnésium et en potassium échangeables ont même augmenté dans le même temps. Cette évolution en apparence paradoxale tient essentiellement à la couche 0 à 10 cm du sol minéral, où l'augmentation globale de la capacité d'échange cationique peut s'expliquer par celle des stocks de matière organique.

Ces résultats révèlent l'importance de la dynamique des matières organiques, non seulement vis-à-vis des enjeux de séquestration de carbone, mais aussi dans l'évolution de la fertilité chimique des sols forestiers. Associés à l'ensemble des paramètres mesurés sur les mêmes placettes, ils constituent un jeu de données inédit pour améliorer la compréhension et la modélisation des cycles du carbone et des éléments nutritifs.

### Références :

- DUPOUEY J.L., THIMONIER A., LEFÈVRE Y., LE TACON F., BONNEAU M., DAMBRINE E., POSZWA A., LANDMANN G., 1998 : Désaturation et enrichissement en azote des sols forestiers du Nord-Est de la France au cours des dernières décennies. *Revue forestière française*, vol. 50 , n° 5 , pp. 391 - 402 - doi : 10.4267/2042/5555
- LANDMANN G., BONNEAU M. (Eds.) 1995 : *Forest decline and atmospheric deposition effects in the French Mountains*. Berlin (Allemagne), Springer, ISBN 3-540-58874-4, 461 p.



### 4.3 Simuler les effets combinés de la pollution atmosphérique et du changement climatique sur les écosystèmes forestiers

Anne Probst<sup>1\*</sup>, Simon Rizzetto<sup>1</sup>, Salim Belyazid<sup>2</sup>, Jean-Claude Gégout<sup>3</sup>, Noémie Gaudio<sup>1</sup>, Manuel Nicolas<sup>4</sup>, Harald Sverdrup<sup>5</sup>

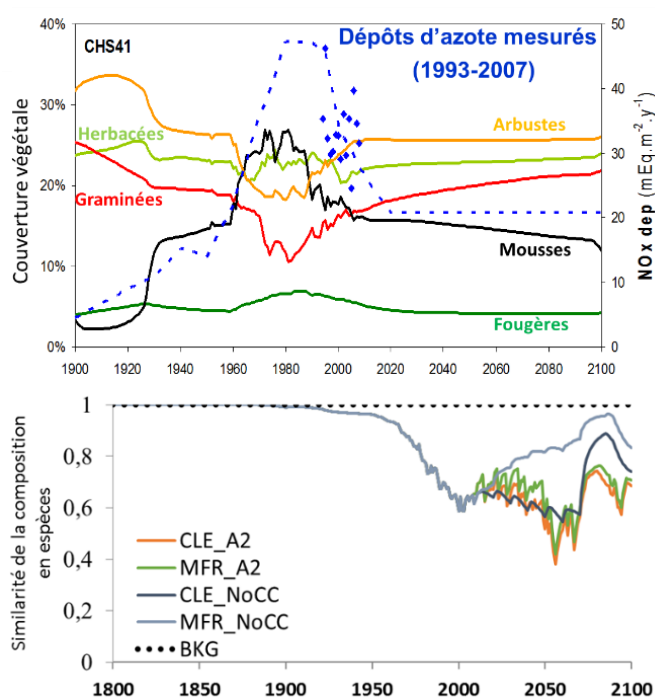
<sup>1</sup>EcoLab, Université de Toulouse, CNRS, INPT, UPS, Toulouse, France ; <sup>2</sup> Institute of Ecology, University of Lund, Lund, Sweden ; <sup>3</sup>LERFoB, AgroParisTech – ENGREF – INRA, Nancy ; <sup>4</sup> Office National des Forêts, Département R&D, Fontainebleau, France ; <sup>5</sup>University of Lund, Sweden and University of Iceland, Iceland

\* Contact : [anne.probst@ensat.fr](mailto:anne.probst@ensat.fr)

Les activités humaines contribuent à l'augmentation des émissions soufrées et azotées dans l'atmosphère notamment depuis la fin du 19<sup>ème</sup> siècle. Les composés émis dans l'atmosphère et transportés sur de longues distances, retombent sous forme de dépôts atmosphériques, notamment sur les écosystèmes forestiers. Les émissions soufrées ont été régulées à l'échelle européenne ces dernières années, mais celles des composés azotés sont toujours importantes, et plus difficiles à maîtriser compte tenu de la multiplicité des sources et formes de l'azote, de la complexité de son cycle et de ses transformations. Dans le cadre de la convention de Genève sur la pollution atmosphérique transfrontalière à longue distance (1979), un effort entre pays européens est mené pour réduire les émissions et dépôts atmosphériques, notamment azotés. L'azote reste un nutriment important pour les forêts mais les dépôts atmosphériques azotés ont un impact reconnu sur la biogéochimie du sol, les bilans de nutriments, la croissance des arbres, et plus largement sur la santé des forêts et la biodiversité végétale des sous-bois. Ces effets dépendent des caractéristiques environnementales des forêts, et leur impact combiné à celui du changement climatique global amorcé, impacte et perturbe le fonctionnement des écosystèmes forestiers, mais il reste peu connu. Il apparaît alors primordial dans ce contexte de pouvoir prédire l'effet de ces dépôts atmosphériques sur les écosystèmes forestiers en France. Pour ce faire, des modèles couplés biogéochimiques – écologiques, tels que ForSAFE-VEG, ont été développés. Ils permettent de simuler sur le long terme l'impact des dépôts atmosphériques et du changement climatique, en combinaison sur la réponse biogéochimique du sol et en cascade sur la biodiversité forestière, tout en intégrant les caractéristiques environnementales du milieu dans le but d'estimer les charges critiques (outil permettant d'apprécier la sensibilité d'un écosystème aux dépôts d'azote). Les développements et l'application de ces modèles sont possibles à condition de disposer de données d'entrée et de validation robustes (qualité et quantité de précipitations, composition des solutions de sols, caractéristiques des sols, estimation de la biomasse, relevés de végétation...). Ces données, indispensables à la mise en œuvre des modèles, doivent être disponibles pour chaque site ou écosystème pour lequel la modélisation est appliquée.

Les premiers travaux sur cette approche de modélisation couplée ont montré que, pour être pertinente, elle doit être adaptée au territoire à évaluer. Pour la France, les données d'observations obtenues depuis 25 ans par le réseau RENECOFOR constituent une richesse sans pareille permettant de renseigner et de tester les modèles à l'échelle des sites, avant d'envisager une extrapolation par écosystème forestier, et une spatialisation à l'échelle du territoire. L'objectif de cette spatialisation est de permettre des actions concrètes de régulation des émissions concertées entre pays à l'échelle européenne sur des bases robustes. Une dizaine de placettes du sous-réseau CATAENAT ont été retenues pour les processus de validation et calibration des modèles, puis les 102 placettes en combinaison avec d'autres réseaux bien renseignés au niveau français (base de données EcoPlant avec 6000 sites, notamment) ont servi à l'extrapolation. La paramétrisation de la végétation permet d'élaborer des modèles de régression logistique pour prédire l'évolution de plusieurs centaines d'espèces végétales forestières métropolitaines, en réponse à des modifications de facteurs environnementaux majeurs.

Le changement climatique et la modification des dépôts atmosphériques azotés ont une influence importante sur la composition de la solution de sol d'une part, et sur la composition de la communauté végétale, d'autre part. Les résultats soulignent notamment l'impact combiné des scénarios de dépôts et climatiques sur certains paramètres biogéochimiques clés des sols forestiers, avec un effet prédominant du climat sur le taux de saturation en cations basiques, et des dépôts sur le cycle de l'azote. Par ailleurs, les effets des dépôts d'azote seuls (**Fig. a**), et combinés aux scénarios de changement climatique (**Fig. b**) sur la biodiversité, sont illustrés pour la placette CHS 41 par un impact à long terme sur l'abondance et la diversité spécifique, mais qui dépend des espèces et de leur affinité écologique. La réponse des fougères, des graminées, des herbacées, des mousses et des arbustes a été simulée (**Fig. a**), et montre l'effet ambivalent de l'azote, inhibiteur (graminées) ou au contraire favorisant le développement des espèces (mousses).



**Figure** – Site sous chêne sessile CHS41 du réseau RENECOFOR. **a) En haut :** Evolution de la couverture de la végétation de sous-bois (en %), simulée par le modèle ForSAFE-Veg au cours du temps. Losanges et pointillés bleus: dépôts mesurés et simulés, respectivement (Probst et al., 2015). **b) En bas :** Évolution du critère de similarité de Czekanowski : comparaison de la composition floristique sous plusieurs combinaisons de scénarios climatiques ( $T^{\circ}+3,4^{\circ}C$  (A2) et sans changement climatique (No\_CC)) et de dépôts d'azote (MFR: Réduction Maximale Envisageable des émissions de N et CLE: Emissions suivant la législation actuelle), avec un scénario de base (BKG) (Rizzetto et al., 2016).

Bien que le climat semble être le driver prédominant du fait de son impact évident sur les cations basiques à partir de 2080 et sur la réponse des espèces végétales, un effet positif du scénario de réduction maximale des émissions d'azote (MFR) est également visible sur la biodiversité. Cependant, des pics et des variations significatives de la couverture végétale et de la similarité observables à court terme (# 25 ans), peuvent être reliés – en complément du rôle joué par le changement climatique et les dépôts d'azote atmosphérique – à au moins un voire plusieurs autres facteurs. Ainsi, la gestion forestière par l'ouverture du couvert arboré due à une coupe forestière, ou encore les événements climatiques (i.e. les épisodes de tempête), peuvent influencer les concentrations en cations basiques du sol. Un apport accru de lumière pour la strate du sous-étage peut également avoir comme effet une augmentation du couvert des espèces de lumière et de demi-ombre, et un recul d'abondance pour les espèces tolérantes à l'ombre.

## Références :

- PROBST A. et al. 2015. Evaluation of plant-responses to atmospheric nitrogen deposition in France using integrated soil-vegetation models. In W. de Vries, J-P Hettelingh and M. Posch (eds): *Critical loads and Dynamic Risk Assessments: Nitrogen, Acidity and Metals in Terrestrial and Aquatic ecosystems*, Springer, Dordrecht, Netherlands: 359-379.
- RIZZETTO S. et al. 2016. Modelling the impact of climate change and atmospheric N deposition on French forests biodiversity. *Environmental Pollution*, 213:1016-1027, DOI: 10.1016/j.envpol.2015.12.048.

## 5.1 Quel impact et quel devenir des pollutions métalliques en forêt ?

Laure Gandois\*, Yannick Agnan, Anne Probst

ECOLAB, Université de Toulouse, CNRS, INPT, UPS, France

\* Contact : laure.gandois@ensat.fr

### 1. La contamination atmosphérique en Éléments Traces Métalliques

Les Éléments Traces Métalliques (ETM) sont des éléments constitutifs de la croûte terrestre, présents en faibles concentrations. Leur dispersion dans l'atmosphère peut être due à de nombreux processus naturels, tels que les feux de forêts, les éruptions volcaniques ou l'émission d'aérosols marins. Cependant, l'exploitation des métaux par l'homme pour ses activités industrielles y a aussi contribué, depuis l'Antiquité. Cette influence anthropique a explosé au XXème siècle dans l'hémisphère nord avec la révolution industrielle et le développement des transports. Les cycles naturels des ETM ont ainsi été modifiés à l'échelle globale et leur dispersion atmosphérique sur de longues distances a entraîné la contamination de milieux a priori exempts de ce type de pollution.

Aujourd'hui, les émissions de cadmium et plomb sont en diminution en Europe grâce notamment à l'interdiction de l'utilisation du plomb dans les essences en 2000 et à l'amélioration des techniques industrielles de réduction des émissions. Ce constat n'est pas vérifié pour tous les métaux. Les émissions peuvent être stables, comme celles de cuivre et de nickel, voire croissantes pour d'autres éléments comme l'antimoine. De plus, si les émissions sont majoritairement en baisse à l'échelle européenne, elles augmentent globalement à l'échelle mondiale, du fait du développement de l'activité industrielle en Asie.

### 2. Le suivi des dépôts atmosphériques

Les dépôts atmosphériques à longue distance d'ETM sont suivis et évalués à l'échelle européenne par le programme EMEP<sup>c</sup>. Ils sont modélisés à partir de mesures ponctuelles sur les territoires. En France, deux stations seulement, appartenant au réseau MERA<sup>d</sup>, sont équipées pour le suivi des dépôts atmosphériques d'ETM. Mais par ailleurs, le réseau BRAMM<sup>e</sup>, qui utilise les mousses comme bio-accumulateurs des ETM permet une couverture à l'échelle du territoire avec 528 sites de collecte. Lorsque cela est possible, les sites BRAMM sont choisis proches de ceux du réseau RENECOFOR. Ces derniers servent également de supports pour la comparaison des mousses et lichens comme bioindicateurs des dépôts d'ETM et pour l'étude de l'influence du couvert forestier sur leur enregistrement.

En effet, les forêts sont particulièrement sensibles à la pollution atmosphérique en métaux. Leur couvert constitue une surface d'échange réactive vis-à-vis des ETM. Le dépôt sec s'y accumule. L'exsudation de molécules organiques par la canopée peut induire la dissolution totale ou partielle de ce dépôt sec qui est mis en solution lors du passage de la précipitation humide. Par ailleurs, les éléments apportés par l'atmosphère par voie humide ou sèche peuvent être assimilés par la canopée. Ces processus modifient les flux incidents des ETM atteignant les sols forestiers. La comparaison des dépôts prélevés hors et sous couvert forestier au niveau du réseau CATAENAT<sup>f</sup> permet d'observer directement cet effet. Ainsi, sous couvert forestier, les flux de plomb sont

<sup>c</sup> EMEP : European Monitoring and Evaluation Programme

<sup>d</sup> MERA : MEsure des Retombées Atmosphériques

<sup>e</sup> BRAMM : Biosurveillance des Retombées Atmosphériques des Métaux par les Mousses

<sup>f</sup> CATAENAT : Charge Acide Totale d'origine Atmosphérique dans les Écosystèmes NATurels Terrestres, sous-ensemble de 27 placettes du réseau RENECOFOR où sont notamment suivis les dépôts atmosphériques

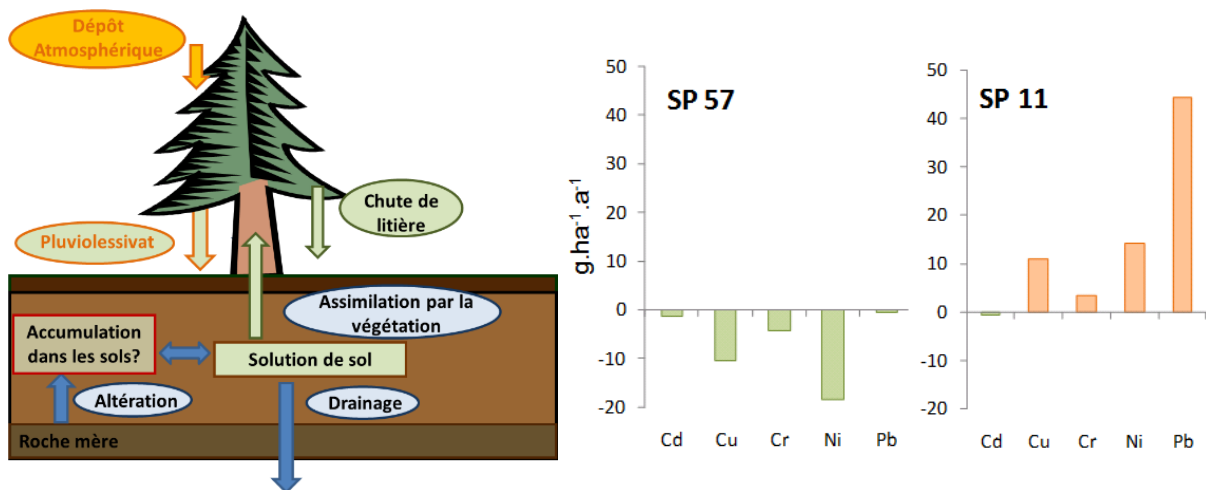
augmentés (en moyenne 5 fois), alors que les flux de zinc sont réduits en moyenne de moitié, par exemple.

### 3. Dynamique des métaux dans les écosystèmes forestiers

Le devenir des ETM dans les forêts dépend de leur transfert entre les compartiments de l'écosystème (sol, eau, végétation), comme schématisé dans la **Figure**. Leur mobilité est liée d'une part à leur rôle potentiel pour la biosphère (certains éléments sont des micronutriments comme le cuivre, le cobalt, le chrome, le nickel ou le zinc, alors que d'autres n'ont pas de rôle biologique connu comme l'antimoine, le cadmium ou le plomb), et d'autre part et à leurs caractéristiques chimiques. En particulier, leur affinité pour la matière organique (solide et dissoute), ou leur sensibilité au pH contrôlent largement leurs transferts au sein des sols et vers la biosphère, et leur potentielle accumulation dans les sols forestiers. Ainsi, dans un contexte acide comme la placette SP 57, les métaux ne s'accumulent pas dans les sols car ils sont dissous et exportés par les eaux de drainage ; à l'inverse, dans un contexte basique comme la placette SP 11, ils ont tendance à s'accumuler.

### 4. Impacts des métaux dans les écosystèmes forestiers

L'analyse des sols des placettes du réseau RENECOFOR montre qu'ils contiennent des métaux dispersés par les activités humaines notamment pour les sites de l'Est et du Nord de la France. Toutefois, leur niveau de contamination reste faible. Actuellement, les apports atmosphériques en ETM sur les forêts françaises sont modérés et représentatifs des dépôts à longue distance en zone rurale en Europe. Ils sont majoritairement d'origine anthropique, mais ne dépassent pas les charges critiques, soit la quantité maximale admissible par un écosystème, en l'état actuel des connaissances.



**Figure :** À gauche : Schéma des flux d'ETM dans les écosystèmes forestiers. Le bilan pour le compartiment sol est la résultante des flux d'entrée (apports atmosphériques, chute de litière, altération) et de sortie (drainage, exportation par la végétation). À droite : ce bilan est présenté pour deux placettes RENECOFOR, SP 57 et SP 11. Cd : cadmium ; Cu : cuivre ; Cr : chrome ; Ni : nickel ; Pb : plomb.

### Référence :

GANDOIS, L., 2009. Dynamique et bilan des Éléments Traces Métalliques (ETM) dans des écosystèmes forestiers français. Modélisation, Spéciation et Charges Critiques. Thèse de doctorat ès géochimie de l'environnement, Université de Toulouse, 245 p. + annexes.

## 5.2 Mieux connaître le cycle des éléments dans les écosystèmes forestiers pour mieux évaluer les risques potentiels associés au stockage des déchets radioactifs

Yves Thiry

*Agence nationale pour la gestion des déchets radioactifs (Andra), Direction de la recherche et développement, 1-7, rue Jean-Monnet, 92298 Châtenay-Malabry cedex*

Contact : [yves.thiry@andra.fr](mailto:yves.thiry@andra.fr)

Les contaminations chroniques bas-niveaux et les longues échelles de temps sont des critères primordiaux quand on envisage les risques d'exposition liés aux activités de la filière nucléaire, dont celles dérivant du stockage de matières radioactives. À cause de la variabilité des contextes et de la complexité des interactions entre les composantes de l'environnement (atmosphère, sol, eau, flore, faune), la modélisation du transfert des éléments dans la biosphère implique généralement une série de choix sur les concepts, les paramètres et les hypothèses à considérer en fonction du degré de précision visé. Pour éviter de sous-estimer les risques à long terme, les modèles radio-écologiques et éco-toxicologiques – classiquement utilisés pour la chaîne alimentaire et le calcul d'impact des Centres de stockage des déchets radioactifs – adoptent une vision simplifiée des phénomènes de transfert des contaminants dans des systèmes stylisés à l'équilibre, ainsi qu'une stratégie prudente de sélection des valeurs de paramètres avec un biais pénalisant. Cette démarche conservative est avant tout dictée par la réglementation et par des critères de radioprotection. Elle reste cependant peu adaptée pour donner par exemple une information scientifique précise sur la dynamique d'accumulation de ces polluants dans le sol ou la végétation, à leur spéciation, à leur biodisponibilité ou toxicité avérée. Une caractérisation plus mécanistique du cycle biogéochimique des contaminants dans des écosystèmes naturels typiques de l'environnement doit permettre de développer des modèles dynamiques plus rationalistes qui puissent être utilisés comme outils de questionnement, pour traiter des incertitudes, en support aux modèles prédictifs classiques.

L'écosystème forestier, actuellement très présent dans l'environnement des zones de stockage de déchets radioactifs, représente un système naturel qui prédomine en l'absence d'occupation du territoire par l'homme, sous différents climats. Les longues échelles de temps qui caractérisent les évaluations de risques associés au stockage de déchets radioactifs (100-10000 ans) sont similaires à celles du fonctionnement de l'écosystème forestier. Le caractère pérenne de l'écosystème forestier en fait donc un modèle adapté pour étudier le comportement à long terme des contaminants dans l'environnement. Il s'agit en fait :

- de préciser la redistribution des contaminants entre le sol et la végétation, ainsi que les échelles de temps concernées dans des conditions environnementales représentatives des climats futurs,
- de comparer l'impact de relâchements hypothétiques de contaminants à celui résultant des empreintes historiques (naturelles vs. artificielles) de l'environnement,
- de nuancer le risque d'accumulation en modélisant différentes voies de contamination (dépôts atmosphérique vs. relâchement sous-terrain),
- de vérifier la validité des simplifications utilisées dans les modèles de transfert génériques opérationnels.

Les cibles prioritaires sont les isotopes stables ou radioactifs des éléments (Cl, I, Se, Cs, C, B, As, Hg, Cs ...) qui font la singularité des programmes Andra et qui sont détectables à partir du fond naturel. Les modèles envisagés visent plus de réalisme écologique et non la complexité, en se

basant sur des teneurs, stocks et flux mesurés (rétention, transformation, volatilisation, ...), notamment à partir de sites densément équipés, ou qui autorisent l'accès à de longues séries de données. Dans ce contexte, la coopération du réseau RENECOFOR a été sollicitée pour disposer d'échantillons variés (eau, sol, biomasse), représentatifs de conditions environnementales contrastées. Les collections d'échantillons ont été exploitées pour améliorer par exemple la quantification des flux de transformation du chlore (inorganique vs. organique) dans la colonne de sol, en vue d'une représentation plus explicite dans les modèles de cycle. D'autres études sont en cours pour identifier le rôle des facteurs environnementaux qui influencent la distribution, la spéciation ou le temps de résidence d'autres éléments (chlore-36, iode, sélénium, césium).

### 5.3 La forêt comme indicateur des polluants organiques persistants dans l'atmosphère et de leur accumulation dans l'environnement : l'exemple des hydrocarbures aromatiques polycycliques

Sara Negro<sup>1</sup>, Manuel Nicolas<sup>2</sup>, Emmanuel Naffrechoux<sup>1</sup>, Jérôme Poulenard<sup>3\*</sup>

<sup>1</sup> LCME, Université Savoie Mont Blanc, 73376 Le Bourget-du-Lac Cedex, France.

<sup>2</sup> Office National des Forêts, Direction technique et commerciale bois, Département RDI - Bâtiment B, Office National des Forêts, Fontainebleau, France

<sup>3</sup> EDYTEM Université Savoie Mont Blanc-CNRS, 73376 Le Bourget-du-Lac Cedex, France.

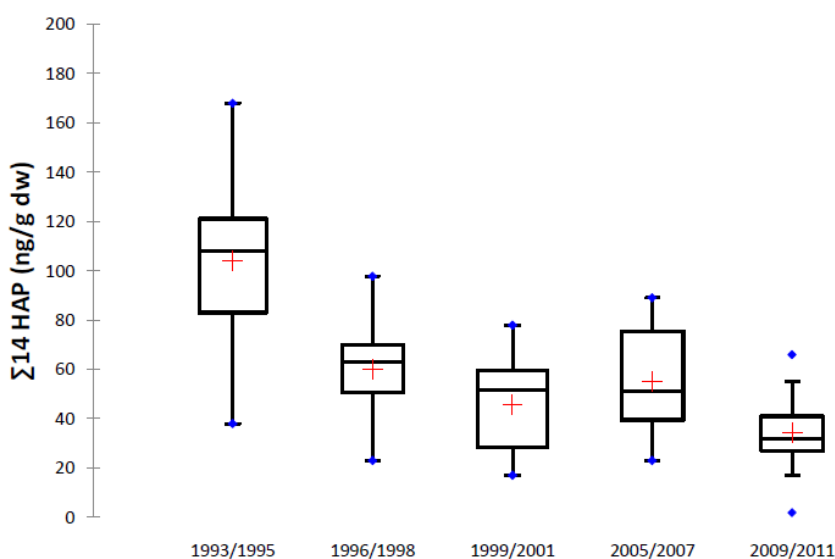
\* Contact : jerome.poulenard@univ-smb.fr

Les Hydrocarbures Aromatiques Polycycliques (HAP) constituent une famille de polluants organiques persistants (POP) provenant pour l'essentiel de la combustion incomplète de la matière organique. En raison de leur toxicité et de leur présence généralisée de l'environnement (notamment sous l'effet de retombés atmosphériques loin des sources d'émission), les HAP sont reconnus comme substances prioritaires par l'Union européenne.

Dans le cadre d'un travail de thèse, l'évolution des teneurs en HAP dans les feuilles des arbres, dans l'humus et dans le sol des forêts, a été étudiée en utilisant des échantillons prélevés de 1993 à 2011 sur 14 placettes RENECOFOR et conservés en pédothèque.

De fortes concentrations en HAP sont mesurées ponctuellement sur certains sites en relation avec des sources d'émission locales (feux de forêt, proximité de sites industriels ou urbains). Si l'on excepte ces situations particulières, les concentrations en HAP dans les feuilles et les aiguilles (de l'année de prélèvement) diminuent de façon régulière dans la période étudiée (cf. **Figure**).

Cette réduction suit la même tendance que les émissions de HAP dans l'air estimées au cours de la même période. L'analyse rétrospective d'échantillons de feuilles permet donc, dans une certaine mesure, de reconstituer l'évolution de teneurs en HAP atmosphérique.



**Figure** : Évolution de la somme des concentrations des 14 HAP analysés dans les échantillons de feuilles de 14 parcelles du réseau RENECOFOR

Compte tenu des concentrations mesurées, la part de HAP fixés dans les feuilles des forêts françaises a été estimée à 2 à 5% du total de HAP émis. Ce résultat, très éloigné des 44±18% initialement proposés par Simonich et Hites (1994) en Indiana (USA), peut conduire ici à relativiser l'effet filtre de polluant atmosphériques souvent évoqué comme rôle de la forêt.

Dans l'humus, les concentrations en HAP semblent, pour l'essentiel, contrôlées par la dynamique de minéralisation et d'incorporation des matières organiques dans le sol. En effet, elles sont plus élevées dans les horizons humiques (OH) des humus les plus épais (de type mor). Une mobilisation des HAP les plus légers par le flux hydrique est néanmoins supposée.

Sous les humus, les résultats obtenus dans les couches minérales des sols mettent en évidence des stocks de HAP très importants par rapport aux flux entrants, ce qui implique un temps de résidence très élevé. La constitution des stocks de HAP dans les sols forestiers français pourrait donc résulter d'une dynamique d'accumulation sur des temps très longs (plusieurs centaines d'années).

Le réseau RENECOFOR, utilisé ici à la fois comme réseau de placettes permanentes mais aussi comme bibliothèque d'échantillons (pédothèque ; archivage des feuilles), s'avère un dispositif tout à fait pertinent pour des approches de rétro-observation environnementale.

### **Référence :**

SIMONICH S. L., HITES R. A., 1994. Vegetation-atmosphere partitioning of polycyclic aromatic hydrocarbons. *Environmental science & technology*, 28(5), 939-943.



## 2.1 Vingt ans de suivi de la flore : quels enseignements méthodologiques et écologiques ?

Jean-Luc Dupouey<sup>1\*</sup>, Vincent Boulanger<sup>2</sup>

<sup>1</sup> INRA-Université de Lorraine, UMR 1137 Ecologie et écophysologie forestières, 54280 Champenoux, jean-luc.dupouey@inra.fr

<sup>2</sup> ONF, département Recherche, Développement et Innovation, Bd de Constance, 77300 Fontainebleau, vincent.boulanger@onf.fr

\* Contact : jean-luc.dupouey@inra.fr

Au cours du XXe siècle, la composition floristique s'est imposée comme un élément déterminant pour définir et identifier les types de stations forestières. Le suivi de la flore constitue désormais aussi l'un des piliers de la surveillance des dynamiques de la biodiversité. Le réseau RENECOFOR a organisé la collecte des informations sur la flore de ses 102 placettes dès 1995, peu après sa mise en place. Huit relevés de 100 m<sup>2</sup> sont effectués tous les cinq ans (sauf en 2010), quatre dans un enclos qui protège des ongulés, et quatre à l'extérieur. Deux relevés sont effectués au sein de chaque année d'observation. Dix placettes sont aussi suivies annuellement. C'est le seul réseau de suivi de la flore en France qui combine, sur un aussi grand nombre de sites (i) le maintien d'un protocole constant depuis le début des observations, (ii) une matérialisation de l'emplacement, maintenu fixe, des placettes et (iii) l'acquisition en parallèle de données sur la chimie des sols.

Avant chaque campagne de relevés, les botanistes se retrouvent pour des journées de formation, dites d'inter-calibration, afin de préciser et tester certains points sensibles du protocole. Il s'agit surtout d'homogénéiser l'application du protocole, déployé sur une grande diversité de sites et par près de 80 observateurs depuis le début du suivi du réseau.

Ainsi, le premier apport du réseau a été de faire évoluer les protocoles de relevé floristique habituellement employés dans les études de végétation (études phytosociologiques, catalogues de stations...) vers une plus grande rigueur. Les plantes situées en limite de relevé, la délimitation des strates verticales, la définition précise et la mise en œuvre rigoureuse des coefficients d'abondance-dominance, le mode de relevé des espèces liées à la présence de micro-habitats (bois mort, tassements localisés du sol...), le temps de relevé... sont autant de points de protocole qui, non contrôlés, vont augmenter la variabilité des observations.

Le second apport est, là encore, méthodologique, avec un constat lourd de conséquences : l'exhaustivité d'un relevé de flore est un leurre, même sur des surfaces de 100 m<sup>2</sup> pourtant considérées comme petites pour les milieux forestiers. Le niveau d'exhaustivité des observations est très variable selon les opérateurs botanistes et deux passages par an sont absolument nécessaires, que ce soit pour des raisons de saisonnalité (surtout pour les plantes vernaies) ou simplement pour repérer des espèces non recensées lors du premier passage. Le résultat méthodologique le plus important est que les premières années de passage, les observateurs améliorent progressivement leur niveau d'exhaustivité ou, dit autrement, il faut plusieurs années pour réaliser un relevé acceptable pour un suivi.

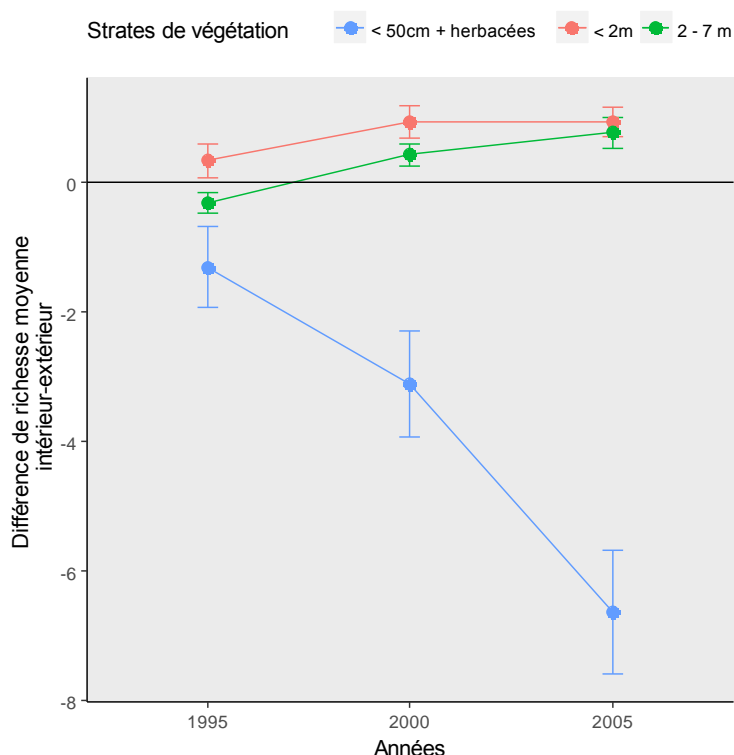
D'un point de vue écologique, le principal enseignement de RENECOFOR a été la caractérisation à grande échelle du rôle des ongulés dans la flore forestière actuelle. Dans les enclos, le développement rapide des arbustes et d'espèces concurrentes des herbacées (ex. la ronce) qui n'étaient plus abrutis, a engendré une baisse très significative de la richesse floristique (cf. **Figure**). D'une certaine façon, les ongulés maintiennent une richesse floristique plus élevée en forêt, principalement en augmentant le niveau de lumière au sol via la consommation d'arbustes. Mais on a aussi observé que les espèces qui profitent de cette ouverture du milieu par les ongulés

sont principalement des espèces héliophiles (qui aiment la lumière), nitrophiles (qui aiment l'azote), à tendance rudérale et ayant un caractère moins forestier que les espèces favorisées par la mise en enclos. Ainsi, s'il y a augmentation de la richesse en espèces herbacées par la présence des ongulés, elle se fait en faveur d'espèces non typiquement forestières.

Y a-t-il une évolution tendancielle de la flore entre 1995 et 2010 ? Les variations observées pour l'instant dans le réseau sont faibles, mais significatives. Globalement, le suivi de flore du réseau confirme, méthodologie robuste à l'appui, les observations d'autres réseaux à des périodes antérieures : une augmentation du caractère nitrophile et neutrophile de la végétation, dans les placettes non touchées par la tempête de 1999. Cela suggère un effet eutrophisant des dépôts atmosphériques azotés, qui sont à des niveaux encore relativement élevés en France. Mais ce résultat doit être tempéré par le fait que ces variations de la flore ne sont pas corrélées avec les tendances observées dans la chimie des sols. À l'échelle de l'ensemble du réseau, les tendances dans la chimie des sols sont d'ailleurs contradictoires : baisse du pH et augmentation du C/N des sols, suggérant plutôt une baisse de la disponibilité en nutriments, et en particulier en azote. Enfin, les analyses n'ont pas mis en évidence de tendance liée aux variations climatiques.

Les enseignements du suivi de la flore dans le réseau RENECOFOR ont été multiples. Du point de vue méthodologique, ils confirment que les protocoles requis pour un suivi temporel rigoureux ne peuvent pas être directement calqués sur ceux qui sont utilisés pour la caractérisation de la variabilité spatiale de la végétation. Ceci pose la question d'une révision des protocoles de suivi floristique au sein du réseau. Ils interrogent aussi le lien fonctionnel entre changements des sols et évolution des communautés végétales. Ils confirment aussi que le suivi temporel des dynamiques de biodiversité est une question de très long terme, en particulier parce que la flore forestière varie peu à court terme.

Concernant les changements environnementaux, les résultats obtenus remettent en partie en cause les variations rapides de flore observées à partir de ré-échantillonnages de placettes qui n'avaient pas été conçues dans ce but, ou à partir de bases de données mélangeant des échantillons très hétérogènes.



**Figure** : La richesse en espèces herbacées chute à l'intérieur des enclos, tandis que celle des arbustes y progresse.

## 2.2 Comment varient les communautés d'espèces de champignons ? Les résultats d'une initiative pionnière sur le réseau RENECOFOR

Benoit Richard<sup>1\*</sup>, Jean-Luc Dupouey<sup>2</sup>, Michaël Aubert<sup>1</sup>, Vincent Boulanger<sup>3</sup>, Marc Buée<sup>4</sup>, Régis Courtecuisse<sup>5</sup>, Olivier Daillan<sup>6</sup>, Lucie Vincenot<sup>1</sup>, Manuel Nicolas<sup>3</sup>

<sup>1</sup>Normandie Univ, UNIROUEN, IRSTEA, ECODIV, Rouen, France

<sup>2</sup>INRA Nancy-Lorraine, Écologie et Écophysiologie Forestières, 54280 Champenoux

<sup>3</sup>Office National des Forêts, Département Recherche Développement et Innovation, Boulevard de Constance, 77300 Fontainebleau

<sup>4</sup>INRA Nancy-Lorraine, Interactions Arbres/Microorganismes, 54280 Champenoux

<sup>5</sup>Université de Lille, LSVF, EA 4483. BP 83, F-59006 Lille cedex

<sup>6</sup>Observatoire Mycologique de France, 71250 Mazille, France

\* Contact : brichard.rb@gmail.com

Les champignons constituent un groupe important de la biodiversité des forêts. Ils comprennent un grand nombre d'espèces et représentent une part notable de la biomasse vivante. Leurs activités contribuent au bon fonctionnement de l'ensemble de l'écosystème : décomposition des matières organiques et recyclage des éléments nutritifs qu'elles contiennent, structuration du sol, vastes réseaux de filaments mycéliens facilitant la mobilisation des minéraux au profit des arbres (mycorhizes), etc. Et pourtant la diversité des champignons (taxonomique, phénotypique ou écologique) reste méconnue et, en comparaison d'autres organismes (comme la flore), on sait encore peu de choses sur l'écologie de leurs communautés (structuration, organisation, et les facteurs déterminants).

En 1996, l'Office National des Forêts (ONF) a initié un partenariat avec l'Observatoire Mycologique de France et la Société Mycologique de France, afin de compléter le suivi des placettes du réseau RENECOFOR par un inventaire des espèces de champignons. Un premier essai a été mené sur douze placettes, de 1996 à 1998. Puis l'expérience a été reconduite de 2003 à 2007 sur un plus grand nombre de placettes. Au total, environ 60 placettes ont fait l'objet de relevés mycologiques basés sur les fructifications visibles à la surface du sol (sporophores). L'apparition de ces fructifications étant souvent éphémère, les relevés devaient être répétés 12 fois (3 années consécutives x 4 répétitions minimum au sein de chaque année) pour refléter le plus exhaustivement possible la diversité des espèces présentes sur chaque placette. Puis un long traitement des données a été nécessaire, pour harmoniser notamment les noms des espèces suivant un référentiel unique.

L'objectif de cette étude était d'explorer les variations des communautés de champignons inventoriées, en mettant en œuvre différents outils d'analyse. Elle a été focalisée sur le groupe d'espèces des Basidiomycètes, le mieux connu par les mycologues impliqués et de loin le plus représenté (84 % des 1 604 espèces identifiées). Pour les besoins des analyses, les placettes qui n'ont pas fait l'objet de suffisamment de relevés (au moins 2 années consécutives et 3 répétitions par année) ont été écartées. Les 51 placettes sélectionnées *in fine* couvrent néanmoins une large gamme de conditions environnementales (sols, climats, altitudes et dépôts atmosphériques contrastés) et de peuplements (Chêne pédonculé, Chêne sessile, Hêtre, Douglas, Épicéa, Pin maritime, Pin sylvestre, et Sapin pectiné).

En pratique, le nombre d'espèces (richesse spécifique) ne semble pas permettre de juger de l'évolution de la diversité des communautés, car l'exhaustivité n'est jamais atteinte dans les inventaires malgré leur répétition sur chacune des placettes. Même pour celles qui ont été

inventoriées le plus fréquemment (jusqu'à plus de 30 fois en 3 ans), où chaque nouveau relevé a permis d'identifier au moins une espèce nouvelle par rapport aux relevés précédents.

En revanche, la composition en espèces des communautés de champignons ne varie pas de manière aléatoire, et observe un patron d'organisation significatif. Elle est influencée, en premier lieu, par l'essence principale du peuplement, ce qui contraste remarquablement avec les patrons observés chez d'autres groupes d'organismes, comme la flore, où les facteurs biogéographiques (climat) jouent un rôle prépondérant. Pour les champignons, ces facteurs biogéographiques (altitude, latitude, précipitations) ont aussi une influence, mais secondaire et d'importance similaire à celle des facteurs « plus locaux » du sol (pH, rapport carbone/azote, taux de saturation en bases).

En outre, ce patron de variation de la composition des communautés de champignons a pu être relié au caractère plus ou moins généraliste ou spécialiste des espèces vis-à-vis de leur habitat et niche écologique. Une espèce est d'autant plus généraliste qu'elle peut être observée aux côtés de nombreuses autres espèces de nature variable. À l'inverse, elle est plutôt spécialiste si elle est observée en association avec peu d'autres espèces, qui tendent à être toujours les mêmes d'un relevé à l'autre. Les inventaires réalisés sur le réseau RENECOFOR révèlent ainsi que les champignons ectomycorhiziens (en symbiose avec les racines des arbres) sont majoritairement plus généralistes que les champignons saprophytes (décomposeurs des matières organiques), qui eux ont tendance à être plus spécialistes. De plus, les communautés de champignons sous peuplements résineux sont principalement composées d'espèces à caractère généraliste, tandis que celles sous feuillus comprennent une proportion plus grande d'espèces spécialistes. Dans ce schéma de variation entre les placettes sous résineux et sous feuillus, celles sous Douglas occupent une place notablement singulière, avec des cortèges de composition intermédiaire tout en étant les plus pauvres en nombre d'espèces (sans doute du fait du caractère exotique du Douglas en Europe).

En conclusion, malgré les difficultés méthodologiques rencontrées, cette initiative pionnière d'inventaire des champignons a produit des résultats robustes et originaux permettant de documenter les patrons de variation de ces communautés d'espèces à travers une large gamme de conditions écologiques. Elle fournit également des éléments de réflexion pour la gestion sylvicole et le maintien de la biodiversité des sols, en mettant en évidence la prépondérance de facteurs locaux (choix d'essence, propriétés physico-chimiques du sol) sur des communautés d'organismes aussi importantes que les champignons pour le fonctionnement des écosystèmes forestiers.

## 2.3 Comprendre les fortes variations des glandées et leurs effets sur la biodiversité associée

Samuel Venner<sup>1\*</sup>, Thomas Caignard<sup>2</sup>, Eliane Schermer<sup>1</sup>, Marlène Gamelon<sup>1</sup>, Marie-Claude Venner<sup>1</sup>, François Débias<sup>1</sup>, Christine Saint-Andrieux<sup>3</sup>, Benoît Guibert<sup>4</sup>, Aurélie Siberchicot<sup>1</sup>, Vincent Boulanger<sup>5</sup>, Laura Touzot<sup>1</sup>, Eric Baubet<sup>3</sup>, Sonia Saïd<sup>3</sup>, Jean-Michel Gaillard<sup>1</sup>, Stefano Focardi, Sylvain Delzon<sup>2</sup>

<sup>1</sup> LBBE : Laboratoire Biométrie et Biologie Évolutive, UMR CNRS Université Lyon1

<sup>2</sup> BioGeCo : Biodiversité, Gènes & Communautés, UMR INRA Université de Bordeaux

<sup>3</sup> ONCFS : Office National de la Chasse et de la Faune Sauvage

<sup>4</sup> FNC : Fédération Nationale des Chasseurs

<sup>5</sup> ONF : Office National des Forêts

<sup>6</sup> CNR : Centre National de Recherche Italien (Florence, Italie)

\* Contact : samuel.venner.univ-lyon1.fr

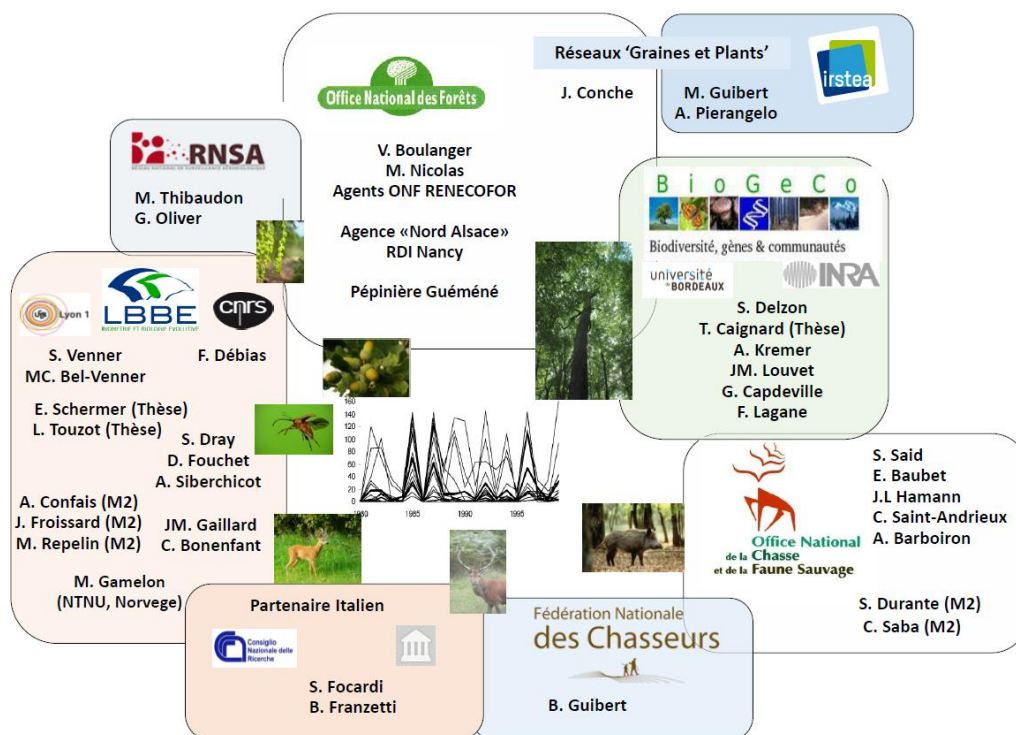
La production de fruits chez les chênes (ou glandée) varie considérablement d'une année à l'autre. Ce régime de fructification, appelé « masting », est caractérisé par des fructifications massives certaines années, suivies d'années de faibles fructifications à l'échelle d'une population. Il résulterait d'une stratégie de reproduction des arbres visant à contrôler les effectifs de consommateurs de glands de manière à ce qu'une grande proportion de fruits ne soit pas consommée lors des années de forte fructification et assurant ainsi un fort potentiel de régénération. Le masting devrait alors fortement affecter la démographie et l'évolution des espèces animales consommant cette ressource (insectes, oiseaux, rongeurs, ongulés) et, en cascade, la dynamique de l'ensemble de la communauté animale forestière (ex : prédateurs/parasites des consommateurs de glands). Il peut également avoir des répercussions socio-économiques à plus ou moins long terme en conditionnant le succès de régénération forestière, l'organisation des peuplements forestiers (abondance relative des différentes espèces) et les filières économiques associées ou encore la dynamique de certaines maladies (ex : maladie de Lyme dépendant de la démographie de tiques, elle-même dépendant de celles des rongeurs).

Les mécanismes qui sous-tendent les fortes fluctuations des glandées restent cependant mal compris. Cette méconnaissance rend difficile (i) l'anticipation des glandées à court terme et en conséquence l'ajustement des politiques de gestion (ex : optimisation de la récolte de graines, de la régénération forestière), et (ii) la prédiction des effets du changement climatique sur le potentiel de reproduction des chênes (variations d'intensité ou de fréquence des fructifications massives), et de leurs conséquences tant écologiques que socio-économiques dans les écosystèmes concernés.

Le programme 'PotenChêne', financé par les ministères en charge de l'environnement et de l'agriculture (GIP ECOFOR 2014-2018), vise à mieux comprendre les mécanismes du masting du chêne, son impact sur la démographie des consommateurs de glands (ongulés et insectes) et sur la régénération forestière. Ce programme regroupe 8 organismes partenaires (cf. **Figure**). Les chutes de litière collectées de 1994 à 2007 à l'échelle de chaque site du réseau RENECOFOR offrent un jeu de données exceptionnel sur la scène internationale pour analyser les variations des fructifications. De plus, le programme a permis d'équiper une quinzaine de sites en France (dont douze sites du réseau RENECOFOR) depuis 2012 pour suivre la production de fleurs et de glands de chênes sessiles, à l'échelle d'arbres individuels, sur un vaste gradient climatique. La diversité et l'abondance des communautés d'insectes (5 espèces) qui parasitent les glands y sont quantifiées. Plusieurs sites de recherche inclus dans le programme font aussi l'objet d'un suivi des populations de sangliers.

Les résultats révèlent que la production fruitière des chênes s'est accrue, en moyenne, au cours des dernières années en France, parallèlement à l'augmentation de la température printanière. Un modèle mathématique a été construit pour identifier les processus-clés du masting, en s'appuyant sur les données collectées arbre par arbre et sur les mesures de pollen réalisées par le réseau national de surveillance aérobiologique (RNSA). Les simulations réalisées à partir de ce modèle suggèrent que la dynamique des glandées dépend fortement de la part de ressources que les arbres allouent à la production de pollen d'une année à l'autre, ainsi que des conditions météorologiques printanières qui affectent la diffusion de ce pollen. En aval, l'intensité des glandées affecte le succès reproducteur des laies et la démographie des populations de sangliers. Elle affecte aussi la dynamique des communautés d'insectes parasites, parasitisme qui empêche dans la plupart des cas la germination des fruits. Le masting du chêne semble avoir favorisé une forte diversification des stratégies de développement des espèces d'insectes en compétition pour l'exploitation des glands (ex : durée de diapause très variable entre espèces et pouvant s'étaler de 1 à 4 années). Ces résultats illustrent la complexité du problème auquel sont confrontés les chênes pour lutter contre la grande diversité de consommateurs de glands et maintenir un haut potentiel de recrutement et de régénération.

A l'avenir, le changement climatique, et plus précisément le devenir des conditions météorologiques printanières, pourrait affecter la dynamique de la diffusion pollinique, la dynamique des fructifications (travaux en cours), celle des communautés de consommateurs et en conséquence le potentiel de régénération des chênaies, les dégâts occasionnés par les sangliers et potentiellement la dynamique de certaines maladies (ex : maladie de Lyme). En complément du réseau de suivi mis en place par le programme, nous avons mis au point une méthode 'légère' de suivi des glandées, facilement applicable par les gestionnaires forestiers, et qui sera déployée dès 2017 sur un ensemble plus large de sites forestiers. Ces suivis, combinés au développement d'un outil de prévision des glandées, pourraient permettre de mieux gérer à la fois la régénération des chênaies et le contrôle des populations de sangliers.



**Figure** : Le consortium du programme « PotenChêne » est composé de 9 partenaires, dont 5 organismes de recherche – LBBE, BioGeCo, CNR, IRSTEA (Institut national de Recherche en Sciences et Technologies pour l'Environnement et l'Agriculture), ISPRA (Institute for Environmental Protection and Research, Roma, Italy) – et de 4 organismes publics de la société civile – ONF, ONCFS, FNC, RNSA.

## 7.0 Pourquoi avons-nous besoin d'une infrastructure pan-européenne de suivi des forêts ? L'expérience du PIC Forêts.

Marco Ferretti (Président du PIC Forêts)

*Institut fédéral de recherche sur la forêt, la neige et le paysage WSL, 8903 Birmensdorf, Suisse*

*Traduit de l'anglais par Manuel Nicolas (ONF)*

*Contact : marco.ferretti@wsl.ch*

Le suivi des forêts est l'objet d'une initiative internationale lancée en Europe dans les années 1980, en réponse aux craintes d'un dépérissement des arbres causé par les pollutions atmosphériques transfrontalières. Depuis lors, grâce aux efforts conjoints des États, de l'Union européenne (UE) et de la Commission économique pour l'Europe des Nations unies (UNECE), un dispositif inédit a été développé à cette fin. Ce dispositif comprend :

- deux réseaux complémentaires de placettes d'observation permanentes réparties à travers l'Europe (dénommés réseaux de niveau I et de niveau II),
- un ensemble de procédures opérationnelles normalisées (Manuel de suivi des forêts),
- une base de données internationale,
- et un réseau international de scientifiques et d'experts organisés en groupes thématiques (panels d'experts et comités).

Tous ces éléments sont coordonnés sous l'égide des Nations unies, par le Programme international concerté pour l'évaluation et la surveillance des effets de la pollution atmosphérique sur les forêts (PIC Forêts ou ICP Forests). Celui-ci est certainement le plus vaste programme cohérent de suivi à long terme des forêts dans le monde.

Le PIC Forêts structure les données collectées par 42 pays participants et qui comprennent différents indicateurs d'état (état de santé, croissance, diversité, nutrition) en réponse à différents facteurs externes (climat, pollution de l'air, dépôts atmosphériques organismes pathogènes) à travers les différentes composantes de l'écosystème forestier (sol, végétation, atmosphère). Il est unique par l'intégration qu'il permet des dimensions spatiale, temporelle et écologique. Il a montré son apport essentiel à la détection et à la compréhension de changements dans le fonctionnement des forêts européennes. Bien que ses objectifs initiaux soient liés à la thématique des pollutions atmosphériques, son potentiel s'étend bien au-delà. Les données acquises occupent une place centrale dans bien des études qui visent à comprendre la sensibilité des forêts européennes vis-à-vis des principaux enjeux environnementaux et de gestion forestière. Ces études ne seraient guère envisageables uniquement à partir de dispositifs coordonnés à des échelles nationales.

L'importance de séries de données longues et pleinement documentées sur les ressources forestières est de plus en plus reconnue dans le monde scientifique, mais elle ne semble pas toujours aussi évidente aux yeux des responsables politiques et des gestionnaires. Pourtant seules des données recueillies sur le long terme peuvent aider à comprendre comment nos forêts évoluent et quels en sont les déterminants. Au regard de l'importance écologique, sociétale et économique des forêts européennes, et au vu des résultats acquis jusqu'à maintenant et du potentiel de développement à venir en Europe et dans le monde, le dispositif de suivi à long terme coordonné par le PIC Forêts constitue un patrimoine inestimable pour la connaissance des écosystèmes forestiers, et qui mérite d'être poursuivi.

## 7.1 Une longue expérience de contrôle et d'amélioration de la qualité des mesures, pour un suivi des forêts comparable à l'échelle européenne

Nils König<sup>1\*</sup>, Nathalie Cools<sup>2</sup>, Kirsti Derome<sup>3</sup>, Alfred Fürst<sup>4</sup>, Aldo Marchetto<sup>5</sup>

<sup>1</sup>NW-FVA : Institut de recherche forestière du Nord-ouest allemand, Göttingen, Allemagne

<sup>2</sup>INBO : Institut de recherche sur la nature et la forêt, Geraardsbergen, Belgique

<sup>3</sup>LUKE : Institut des ressources naturelles, Finlande

<sup>4</sup>BFW Centre fédéral de recherche et de formation sur la forêt, les risques naturels et le paysage, Vienne, Autriche

<sup>5</sup>CNR : Centre national de recherche, institut d'étude des écosystèmes, Verbania Pallanza, Italie

Traduit de l'anglais par Manuel Nicolas (ONF)

\* Contact : [nils.koenig@nw-fva.de](mailto:nils.koenig@nw-fva.de)

Pour être en mesure de détecter des changements dans le fonctionnement des forêts à l'échelle européenne, leur suivi doit être réalisé de manière comparable d'un pays à l'autre et au cours du temps. Comme le suivi des dépôts atmosphériques, de la nutrition des arbres ou encore des propriétés chimiques des sols repose sur l'analyse de prélèvements, la qualité des mesures en laboratoire est un aspect essentiel à contrôler et à améliorer continuellement.

Plus de cent laboratoires différents réalisent des analyses de prélèvements d'eau, de sol et de feuilles dans le cadre du programme international de suivi des forêts ICP Forests. Pour garantir la comparabilité de leurs résultats, tous les laboratoires participants doivent suivre un programme d'assurance qualité développé en commun. Celui-ci repose sur trois piliers :

- l'utilisation de méthodes harmonisées et clairement documentées,
- la mise en œuvre d'un contrôle de qualité interne à chaque laboratoire,
- la participation à des contrôles de qualité externes, coordonnés par ICP Forests.

Les données collectées ne peuvent être comparables que si les laboratoires mettent en œuvre des protocoles similaires à toutes les étapes du traitement des échantillons : extraction, digestion, et analyse de leur contenu chimique. Les pratiques et les matériels évoluant au cours du temps, chaque nouvelle méthode doit être testée, pour vérifier qu'elle ne conduise pas à des valeurs dissemblables, avant de pouvoir être autorisée pour le traitement d'échantillons du programme ICP Forests.

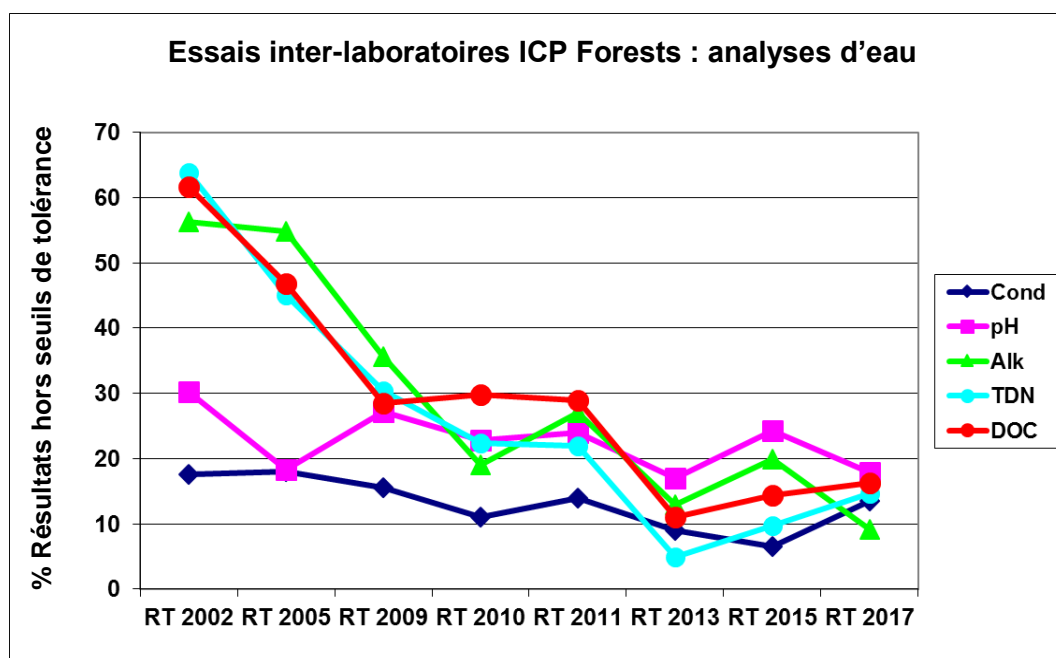
Concernant le contrôle de qualité interne, des procédures ont été développées dans le cadre d'un groupe de travail dédié (QA/QC) et de réunions régulières avec les directeurs des laboratoires participants. Elles ont été documentées dans le manuel du programme ICP Forests. Elles permettent à chaque laboratoire de contrôler ses résultats d'analyse de différentes manières. D'une part, la vraisemblance de chaque paramètre d'analyse est vérifiée au regard d'une gamme de variation plausible, définie à partir des données précédemment acquises à l'échelle européenne. Si une valeur sort de cette gamme, elle doit être corrigée ou confirmée par une nouvelle mesure. D'autres tests permettent de vérifier la cohérence entre les différents paramètres mesurés sur un même échantillon. Par exemple, les charges électriques positives et négatives des ions mesurés dans un échantillon d'eau sont normalement équivalentes. Si ce n'est pas le cas, cela suggère une erreur dans un ou plusieurs des paramètres analysés.

Pour ce qui est du contrôle de qualité externe, il repose essentiellement sur l'organisation d'essais inter-laboratoires. Ces essais sont menés régulièrement en envoyant simultanément à tous les laboratoires 5 échantillons naturels prélevés dans des contextes contrastés. La comparaison des



résultats rapportés par les différents laboratoires permet de repérer ceux qui s'écartent d'une fourchette de tolérance autour de la moyenne. Le pourcentage de ces valeurs en dehors des seuils de tolérance constitue un indicateur de la comparabilité des analyses entre laboratoires. La **Figure** montre l'évolution depuis 15 ans de cet indicateur pour plusieurs paramètres analysés lors des essais inter-laboratoires menés sur des échantillons d'eau. Elle illustre l'amélioration obtenue progressivement dans la qualité des laboratoires, et en même temps les limites qu'elle rencontre du fait de différences résiduelles dans les méthodes employées.

Les résultats des essais inter-laboratoires sont discutés lors des réunions du groupe de travail QA/QC et de celles organisées avec les directeurs des laboratoires. Ces réunions sont l'occasion d'identifier les sources d'erreur possibles pour les paramètres montrant des résultats en dehors des seuils de tolérance. De nouvelles méthodes y sont aussi discutées, en s'appuyant sur les résultats de comparaisons expérimentales avec les méthodes de référence. La mutualisation de l'expertise de tant de laboratoires à travers l'Europe est un apport remarquable du programme ICP Forests qui profite à la qualité de chacun d'entre eux.



**Figure :** Pourcentage de résultats en dehors des seuils de tolérance au cours des essais interlaboratoires organisés par le programme ICP Forests pour les analyses d'eau. Paramètres d'analyse illustrés : conductivité électrique (Cond), pH, alcalinité (Alk), azote total dissous (TDN), et carbone organique dissous (DOC)

## 7.2 Dégradation de la nutrition des arbres en phosphore : un signal confirmé à l'échelle européenne

Mathieu Jonard<sup>1\*</sup>, Alfred Fürst<sup>2</sup>, Arne Verstraeten<sup>3</sup>, Anne Thimonier<sup>4</sup>, Volkmar Timmermann<sup>5</sup>, Nenad Potočić<sup>6</sup>, Peter Waldner<sup>4</sup>, Sue Benham<sup>7</sup>, Karin Hansen<sup>8</sup>, Päivi Merilä<sup>9</sup>, Quentin Ponette<sup>1</sup>, Ana C de la Cruz<sup>10</sup>, Peter Roskams<sup>3</sup>, Manuel Nicolas<sup>11</sup>, Luc Croisé<sup>11</sup>, Morten Ingerslev<sup>12</sup>, Giorgio Matteucci<sup>13</sup>, Bruno Decinti<sup>14</sup>, Marco Bascietto<sup>14</sup> et Pasi Rautio<sup>9</sup>.

<sup>1</sup>UCL-ELI, Université catholique de Louvain, Earth and Life Institute, Croix du Sud 2, L7.05.09, BE-1348 Louvain-la-Neuve, Belgium ; <sup>2</sup>BFW, Federal Research Centre for Forests, A-1131 Vienna, Austria ; <sup>3</sup>Research Institute for Nature and Forest, Gaverstraat 35, B-9500 Geraardsbergen, Belgium ; <sup>4</sup>WSL, Swiss Federal Institute for Forest, Snow and Landscape Research, CH-8903 Birmensdorf, Switzerland ; <sup>5</sup>Norwegian Forest and Landscape Institute, Pb 115, NO-1431 Aas, Norway ; <sup>6</sup>Croatian Forest Research Institute, Department of Ecology, Cvjetno naselje 41, HR-10450 Jastrebarsko, Croatia ; <sup>7</sup>Forest Research, Alice Holt Lodge, Wrecclesham, Farnham, UK-Surrey GU10 4LH, United Kingdom ; <sup>8</sup>IVL Swedish Environmental Research Institute, SE-100 31 Stockholm, Sweden ; <sup>9</sup>METLA, Finnish Forest Research Institute, PL 18, FI-01301 Vantaa, Finland (paivi.merila@metla.fi, pasi.rautio@metla.fi) ; <sup>10</sup>INIA, Centro de Investigación Forestal, Ctra. de la Coruña km. 7,5 ES-28040 Madrid, Spain ; <sup>11</sup>ONF, Office National des Forêts, Département Recherche et Développement, Bâtiment B, Boulevard de Constance, F-77300 Fontainebleau, France ; <sup>12</sup>University of Copenhagen, Department of Geosciences and Natural Resource Management, Rolighedsvej 23, DK-1958 Frederiksberg, Denmark ; <sup>13</sup>Istituto per i Sistemi Agricoli e Forestali del Mediterraneo - U.O.S. Rende, Via Cavour 4-6, I-87030 Rende, Italy ; <sup>14</sup>CNR, Istituto di Biologia Agroambientale e Forestale - U.O.S. Montelibretti, Via Salaria km 29.300, I-00016 Monterotondo Scalo, Italy

\* Contact : mathieu.jonard@uclouvain.be

En Europe, la productivité des forêts a augmenté durant les dernières décennies suite à l'effet combiné de la concentration croissante en CO<sub>2</sub> dans l'atmosphère et des dépôts atmosphériques d'azote. Les dépôts d'azote étant restés élevés dans différentes régions d'Europe et la concentration en CO<sub>2</sub> dans l'atmosphère continuant de s'accroître, cette productivité pourrait encore augmenter sauf si elle devient limitée par la disponibilité d'autres ressources, notamment les nutriments.

Les objectifs de cette étude étaient de décrire le statut nutritionnel foliaire des principales essences forestières en Europe (hêtre commun, chênes sessile et pédonculé, épicéa commun, pin sylvestre, sapin pectiné), d'identifier les nutriments limitants pour la croissance pour chacune de ces essences et de détecter les évolutions temporelles de la nutrition foliaire.

Elle s'est basée sur les données d'analyses foliaires collectées entre 1992 et 2009 dans les placettes de suivi des écosystèmes forestiers de niveau II du programme international concerté sur les forêts (PIC Forêts). Il s'agit d'un jeu de données unique qui couvre l'entièreté de l'Europe sur deux décennies et qui a été produit selon des méthodes harmonisées entre les différents pays.

Le niveau de nutrition en azote est généralement bon (suboptimal à optimal) pour les feuillus, mais sous le seuil de déficit pour environ la moitié des placettes résineuses. En revanche, une déficience en phosphore est constatée pour une part notable des placettes de chaque essence (de 22 à 74 %). Toutes les essences sont aussi affectées par des déficiences en cations basiques (calcium, magnésium, potassium) mais dans une moindre proportion de leurs placettes (de 5 à 40 %).

L'analyse des tendances a permis de mettre en évidence une augmentation significative de la masse des feuilles ou des aiguilles chez le hêtre et l'épicéa commun. Au niveau des teneurs foliaires, la grande majorité des évolutions détectées sont des tendances à la baisse (20 sur 22). Parmi les évolutions les plus préoccupantes, on note une dégradation nette de la nutrition en phosphore pour la plupart des essences, ce qui confirme le signal mis en évidence précédemment à l'échelle des placettes de France, de Wallonie et du Luxembourg (Jonard *et al.*, 2009). Les teneurs foliaires en azote, soufre et potassium diminuent également significativement pour certaines essences. En ce qui concerne le calcium et le magnésium, des tendances à la baisse sont observées pour les essences feuillues et à la hausse pour les essences résineuses (cf. **Tableau**).

**Tableau** : Évolution temporelle des teneurs foliaires des principales essences forestières européennes. Tendances à la hausse '+' ou à la baisse '-', significativité :  $P < 0.1$ : (+) ou (-),  $P < 0.05$ : + ou -,  $P < 0.01$ : ++ ou --,  $P < 0.001$ : +++ ou ---.

Essence	Age des aiguilles	Masse foliaire	Concentrations foliaires (mg g <sup>-1</sup> )					
			N	P	S	Ca	Mg	K
<i>Hêtre commun</i>		+++	-	---	---	-	---	
<i>Chêne sessile</i>			---	---	---	-		-
<i>Chêne pédonculé</i>		(+)						
<i>Sapin pectiné</i>	année en cours		--					+
<i>Épicéa commun</i>	année en cours	+++			---		(+)	--
<i>Pin sylvestre</i>	année en cours			-	---			
<i>Sapin pectiné</i>	1 an			-				
<i>Épicéa commun</i>	1 an		-	---	--			---
<i>Pin sylvestre</i>	1 an					+++		

Plusieurs hypothèses sont avancées pour expliquer les tendances observées. La diminution des teneurs foliaires pourrait provenir d'un effet de dilution suite à l'accroissement de la masse foliaire. En effet, l'augmentation de la productivité des forêts européennes (effet fertilisant de la concentration croissante en CO<sub>2</sub> atmosphérique et des dépôts d'azote) s'accompagne d'une demande en nutriments plus forte que le sol n'est pas nécessairement en mesure de satisfaire. La diminution des dépôts atmosphériques en soufre et dans une moindre mesure en azote contribue certainement partiellement à la baisse des teneurs foliaires en ces éléments. Étant donné que sulfate et phosphate sont adsorbés sur le même type d'échangeurs dans le sol, la baisse de la concentration en sulfate dans la solution du sol (suite à la réduction des dépôts soufrés) pourrait induire une rétention plus forte des phosphates sur la phase solide du sol et une diminution de leur biodisponibilité. Par ailleurs, un effet de l'âge des peuplements n'est pas exclu mais n'est pas en mesure d'expliquer des diminutions d'une telle magnitude.

Cette étude montre que la nutrition minérale des arbres tend à se dégrader en Europe et que la réponse des écosystèmes forestiers aux changements globaux risque d'être de plus en plus contrainte par la disponibilité en nutriments. Il est dès lors primordial de prendre en compte les contraintes nutritionnelles dans les modèles globaux de bilan de carbone afin de ne pas surestimer la capacité des forêts à séquestrer le carbone.

### Référence :

JONARD M., ANDRÉ F., DAMBRINE E., PONETTE Q., ULRICH E., 2009. Temporal trends in the foliar nutritional status of the French, Walloon and Luxembourg broad-leaved plots of forest monitoring. *Annals of Forest Science*, 66(4):412-412, DOI: 10.1051/forest/2009014.

### 7.3 Quelle contrainte la pollution à l'ozone fait-elle peser sur les forêts en Europe ?

Marcus Schaub<sup>1\*</sup>, Matthias Haeni<sup>1</sup>, Elena Gottardini<sup>2</sup>, Vicent Calatyud<sup>3</sup>, Marco Ferretti<sup>1</sup>, Maxime Cailleret<sup>1</sup>

<sup>1</sup>Institut fédéral de recherche sur la forêt, la neige et le paysage WSL, 8903 Birmensdorf, Suisse

<sup>2</sup>Institut de recherche de San Michele all'Adige IASMA, Département des ressources naturelles, 38010 San Michele all'Adige (TN), Italie

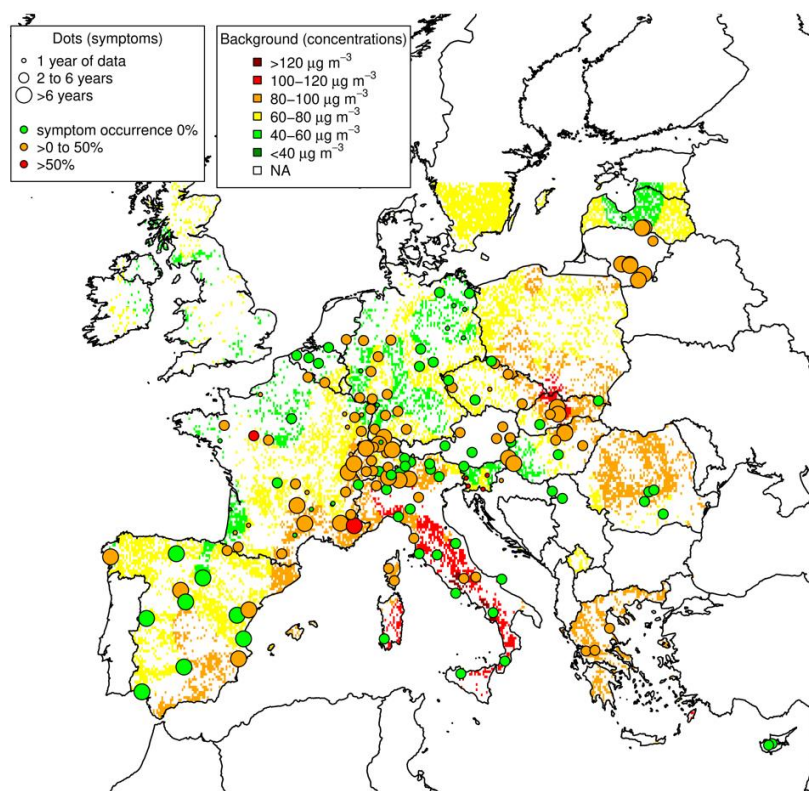
<sup>3</sup>Centre méditerranéen d'études environnementales CEAM, Parque Tecnológico, Paterna 46980, Espagne

Traduit de l'anglais par Manuel Nicolas (ONF)

\* Contact : marcus.schaub@wsl.ch

Dans la basse atmosphère (appelée troposphère), l'ozone est un polluant connu pour causer des dommages aux plantes (Novak *et al.*, 2003). Il ne laisse sur les tissus végétaux aucun résidu qui puisse être détecté par une analyse chimique. De ce fait, les dommages causés ne peuvent être caractérisés sur le terrain que par leur identification oculaire sur les feuilles ou les aiguilles des végétaux. Bien que l'ozone puisse causer d'autres formes de dommages (ex : changements physiologiques, perte de croissance...), le relevé de ces symptômes typiques sur le feuillage a montré son intérêt pour évaluer l'impact du niveau de concentration en ozone dans l'air sur des espèces sensibles (Gottardini *et al.*, 2017a). C'est pourquoi il est employé en Europe comme un indicateur pour estimer les risques potentiels pour les écosystèmes, et s'avère particulièrement utile dans le cadre du réseau international de suivi des forêts ICP Forests (Schaub *et al.*, 2010; Gottardini *et al.* 2017b).

**Figure :** Carte des concentrations en ozone dans l'air et des symptômes observés sur les arbres forestiers. La couleur du fond correspond à la concentration moyenne en ozone (en  $\mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$ ), pour la période d'avril à septembre, extrapolée spatialement à partir des mesures réalisées à l'aide de capteurs passifs sur 232 sites répartis dans 20 pays. Les points représentent les 181 sites, répartis dans 18 pays, où les symptômes dus à l'ozone ont été observés : leur taille représente le nombre d'années d'observation (1 année, 2 à 6 années, ou plus de 6 années) et leur couleur la fréquence d'apparition des symptômes (aucune année, entre 1 et 50 % des années, plus de 50 % des années d'observation révèlent des symptômes visibles).
























Le principal objectif de la notation de symptômes visibles de dommages dus à l'ozone est de contribuer à l'évaluation des risques associés pour les écosystèmes forestiers. Nous présenterons ici les premiers résultats d'ensemble sur les variations de présence de ces symptômes au cours du temps et à travers l'Europe. Nous discuterons aussi des impacts potentiels de l'ozone sur les écosystèmes forestiers, et notamment d'une approche possible pour quantifier ses effets sur la croissance des peuplements.

## Références :

- BUSSOTTI F, FERRETTI M (2009) Visible injury, crown condition, and growth response of selected Italian forests in relation to ozone exposure. *Environmental Pollution* 157:1427-1437. doi: 10.1016/j.envpol.2008.09.034.
- GOTTARDINI E, CALATAYUD V, FERRETTI M, HAENI M, SCHAUB M (2016) Spatial and temporal distribution of ozone symptoms across Europe from 2002 to 2014. In: A. Michel and W. Seidling (eds) *Forest Condition in Europe: 2016 Technical Report of ICP Forests*. Report under the UNECE Convention on Long-Range Transboundary Air Pollution (CLRTAP). Vienna: BFW Austrian Research Centre for Forests. BFW Dokumentation 23/2016. 210 p. ISBN 978-3-902762-65-8. [<https://www.icp-forests.org/pdf/TR2016.pdf>]
- GOTTARDINI E, CRISTOFOLINI E, FERRETTI M (2017a) Foliar symptoms on *Viburnum lantana* reflect annual changes in summer ozone concentration in Trentino (northern Italy). *Ecological Indicators* 78:26–3. doi:10.1016/j.ecolind.2017.02.043.
- GOTTARDINI E, MARCO F, SCHAUB M (2017b) VibEuroNet - *Viburnum lantana* observation Network in Europe. doi:10.13140/RG.2.2.17680.61449.
- NOVAK K, SKELLY JM, SCHAUB M, KRÄUCHI N, HUG C, LANDOLT W, BLEULER P (2003) Ozone air pollution and foliar injury development on native plants of Switzerland. *Environmental Pollution* 125:41-52. doi:10.1016/S0269-7491(03)00085-X.
- SCHAUB M, CALATAYUD V, FERRETTI M, BRUNIALTI G, LÖVBLAD G, KRAUSE G, SANZ MJ (2016) Part VIII: Monitoring of Ozone Injury. In: UNECE ICP Forests Programme Co-ordinating Centre (ed.): *Manual on methods and criteria for harmonized sampling, assessment, monitoring and analysis of the effects of air pollution on forests*. Thünen Institute of Forest Ecosystems, Eberswalde, Germany, 22 p. [[https://www.icp-forests.org/pdf/manual/2016/Manual\\_Part\\_VIII.pdf](https://www.icp-forests.org/pdf/manual/2016/Manual_Part_VIII.pdf)]. ISBN: 978-3-86576-162-0

## Liste prévisionnelle des posters (non exhaustive)


Premier auteur	Titre	Thématiques
BONHÊME Ingrid (IGN, Bordeaux)	Suivi des habitats forestiers : l'apport de l'inventaire forestier français	
BOULANGER Vincent (ONF)	En forêt, les ongulés augmentent la richesse en espèces végétales... au profit des espèces non forestières	
CHALVET-MONFRAY Karine (VetAgro Sup, Lyon)	CC-EID : un projet pour relier météo et activité des tiques afin de réaliser des cartes de risque hebdomadaires	
DAMBRINE Etienne (Université Savoie Mont Blanc)	Projet de recherche collaboratif : mesurer les flux de litière dans les cours d'eau	
GATEUILLE David (Université Savoie Mont Blanc)	Cartographie de la contamination en PCB dans les aiguilles d'épicéas autour de deux sites pollués	
GREVE Dr. Martin (FAWF - Institut de Recherche Forestière de Rhénanie-Palatinat)	Chaulage des écosystèmes forestiers – élément d'une stratégie pour compenser l'impact des dépôts acides en Rhénanie-Palatinat	
HAVET Noemi (CNPFP, Hauts-de-France)	L'OREF : Observer nos forêts régionales face aux changements globaux pour adapter notre gestion	 
JOLIVET Claudy (INRA, Orléans)	Le réseau de mesures de la qualité des sols : un outil de surveillance des sols à long terme	   
JOURNÉ Valentin (INRA, Avignon)	Modélisation mécaniste de la reproduction chez les arbres forestiers pour mieux prédire l'impact du changement climatique sur l'évolution des forêts	
KERVINIO Yann (Ministère de la transition écologique et solidaire)	EFESE - L'évaluation économique du service écosystémique de séquestration du carbone <i>in situ</i>	
LE RONCÉ Iris (CNRS, Montpellier)	L'évolution de la flore au cours du temps reflète-t-elle celle des propriétés chimiques des sols en forêt ?	 
LEBERT Isabelle (INRA, Clermont-Ferrand)	La vie d'une tique : <i>Ixodes ricinus</i>	
OUIMET Rock (Ministère des Forêts, de la Faune et des Parcs du Québec)	Le Réseau d'étude et de surveillance des écosystèmes forestiers du Québec (RÉSEF)	   
PIHAIN Mickael (Université de Tartu)	Manipuler le voisinage biotique pour augmenter la résistance abiotique : est-ce que les chênes en voisinage phylogénétiquement éloigné supportent mieux les stress abiotiques ?	

Premier auteur	Titre	Thématiques
QUIBEL Edouard (Université de Rouen)	Impact de la préparation mécanique des sols en contexte de plantation forestière sur le stock de carbone du sol : cas du site Alter de Bord-Louviers en Normandie	■
ROUILLER Nora (Muséum national d'histoire naturelle)	Pollmoss : variabilité du signal pollinique capté par trois espèces de mousses forestières	■
ROULIER Marine (Université de Pau)	lode dans les écosystèmes forestiers français : teneurs, formes chimiques et influence des conditions environnementales	■
SOUCÉMARIANADIN Laure (Ecole normale supérieure de Paris)	Analyse Rock-Eval des sols des forêts françaises : influence de la profondeur, des types de sol et de végétation sur la stabilité thermique du carbone organique des sols et sa chimie	■
SOUCÉMARIANADIN Laure (Ecole normale supérieure de Paris)	Estimation des fractions labiles du carbone organique des sols par incubation, fractionnement granulométrique et analyse thermique : une comparaison de méthodes	■
SOULÉ Patrice (INRA, Bordeaux)	Production d'un matériau de référence certifié : étapes de préparation et test d'homogénéité	■ ■
TOÏGO Maude (INRA, Bordeaux)	La vitalité des arbres à l'épreuve des variations environnementales : les enseignements du réseau RENECOFOR	■

### Thématiques

- *Comment les arbres répondent-ils aux variations du climat ?*
- *Quel rôle joue la forêt dans la séquestration de carbone atmosphérique ?*
- *Acidification et cycle des éléments nutritifs dans les écosystèmes forestiers*
- *Dynamique des polluants persistants en forêt*
- *Étude et suivi de la biodiversité forestière*

Département recherche, développement et innovation  
Boulevard de Constance  
77300 Fontainebleau - FRANCE  
Photo © ONF  
Septembre 2017  
Réalisation et impression : Imprimerie ONF Fontainebleau

 **PEFC** 10-4-4 / Promouvoir la gestion durable de la forêt / [pefc-france.org](http://pefc-france.org)

