

Emergence de bioagresseurs en forêt : comment identifier et atténuer les risques ?

SYNTHESE

Date de publication : Novembre 2017

Rédacteur : Cécile Nivet, GIP ECOFOR

Tél. : 01 53 70 22 01

cecile.nivet@gip-ecofor.org

20, 21 et 22 juin 2017

Centre Inra de Grand Est - Nancy

Campus de Champenoux



et ses partenaires :



Bien que les forêts aient gagné beaucoup de terrain en Europe depuis le début du XIX^e siècle, elles font face à de nombreuses menaces. Parmi elles, l'émergence de nouveaux bioagresseurs – des agents pathogènes (champignons, bactéries, virus) ou des ravageurs (invertébrés, rongeurs...) – est à l'origine de nombreux dommages (i.e. des maladies et des dégâts) allant parfois jusqu'au dépérissement de peuplements forestiers tout entiers. Ces émergences qui sont d'origine multiple entraînent parfois des pertes économiques considérables. Au-delà des activités de production de bois, les bioagresseurs vont parfois jusqu'à menacer l'intégrité de l'écosystème (son fonctionnement, sa biodiversité) et, à travers lui, la production de nombreux biens et services rendus à la société.

Le champignon *Hymenoscyphus fraxineus* (responsable de la chalarose du frêne), ceux du genre *Dothistroma* (responsables de la maladie des bandes rouges du pin), la chenille de la pyrale du buis ou le Cynips du châtaignier sont quelques-unes des espèces émergentes récentes en France métropolitaine. D'autres agents pathogènes à l'origine de maladies comme le flétrissement du chêne et la mort subite du mélèze ainsi que des ravageurs comme le nématode du pin maritime et l'agrile du frêne constituent une menace majeure ou sont à nos portes. Ces bioagresseurs sont au centre des préoccupations des acteurs institutionnels de la surveillance phytosanitaire, et préoccupent de plus en plus les gestionnaires forestiers.

Centré sur ce thème, cette sixième édition des Ateliers RÉGÉFOR a permis de faire un tour d'horizon des principaux bioagresseurs émergents en forêt, de s'intéresser aux méthodes de détection, de surveillance et de lutte, ainsi qu'aux perspectives à long terme d'adaptation des écosystèmes forestiers aux nouveaux bioagresseurs. Ces trois jours ont également été l'occasion d'échanger sur les dispositifs en place pour contenir les risques, au sein desquels la réglementation phyto-sanitaire a une place importante.

Organisée par l'Inra, AgroParisTech, l'Université de Lorraine, le Gip Ecofor, le Département de la Santé des Forêts (DSF) et l'Office National des Forêts (ONF), cette manifestation s'est articulée autour de sessions de présentations, d'espaces de discussions (ateliers parallèles) et d'une tournée de terrain. Les actes associés à l'Atelier RÉGÉFOR 2017 seront publiés dans un numéro thématique de la *Revue forestière française*.

Cette synthèse est basée sur l'ensemble des sessions d'exposés, à l'exclusion des trois ateliers de discussion suivants qui feront l'objet de synthèses spécifiques dans le numéro spécial de *Revue Forestière Française* :

- Atelier 1. Les pépinières forestières, un acteur incontournable de la filière.
- Atelier 2. Emergence de bioagresseurs sur arbres hors forêt (parcs & jardins).
- Atelier 3. Les sciences participatives peuvent-elles contribuer au diagnostic et à la surveillance des bioagresseurs ?

I. Quand parle-t-on de bioagresseurs émergents ?

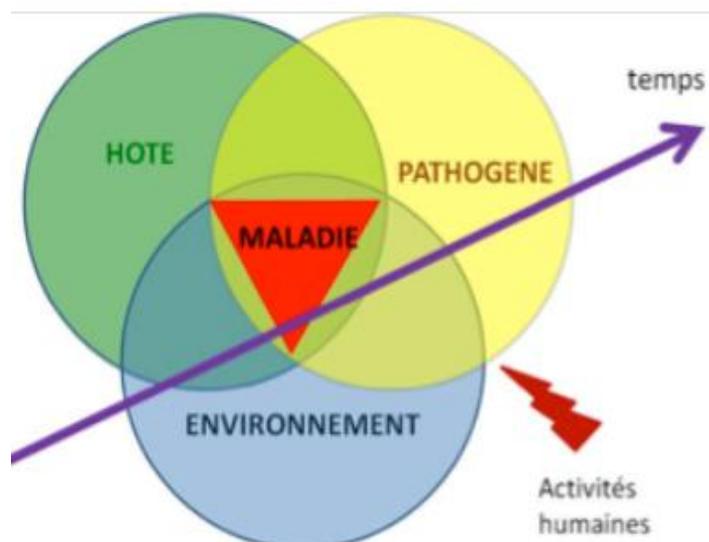
Comme le montre le triangle parasitaire, le développement des maladies et des ravageurs chez les plantes résulte d'interactions complexes entre les populations hôtes (arbres), les bioagresseurs (champignons pathogènes, insectes ravageurs...) et l'environnement (climat, paysage...), dans un contexte évolutif et sous l'effet des activités humaines.

On parle de bioagresseur émergent lorsque la gamme d'hôtes, l'incidence ou l'extension géographique de ce dernier a été récemment augmentée ou que son pouvoir pathogène a été modifié (Desprez-Loustau, 2015 ; Robin, 2017).

L'apparition de nouveaux bioagresseurs forestiers n'est pas un phénomène récent mais il s'accélère nettement depuis quelques décennies (Robin, 2017). L'introduction d'espèces exotiques y contribue largement : en effet, le taux d'arrivée de nouvelles es-

Figure 1 : Le triangle parasitaire

source : Desprez-Loustau, 2015



èces d'invertébrés terrestres en Europe a augmenté de façon exponentielle entre la première moitié du xx^e siècle et la période actuelle, passant de 7 espèces par an à près de 20.

II. Quelle évolution du paysage sylvosanitaire depuis trente ans en France métropolitaine ?

L'analyse des dispositifs de surveillance mis en place par le DSF depuis sa création en 1988 montre bien que le paysage sylvosanitaire a fortement évolué sur cette période et que la part des signalements liés aux champignons pathogènes — notamment des espèces introduites — est de plus en plus importante. L'analyse montre de plus que quelques espèces concentrent l'essentiel des dommages : entre 1989 et 2016, le DSF précise ainsi que 11 espèces d'insectes cumulent à elles seules 50% des signalements correspondant à cette classe (processionnaire du pin, tordeuse verte du chêne, scolytes...);

de la même façon, 10 espèces de champignons pathogènes cumulent 55% des signalements (fomès, armillaire...). Il ressort par ailleurs de l'analyse les éléments suivants :

- les grandes causes « classiques » de dommages (scolytes des résineux, défoliateurs du chêne, hylobe, armillaire, fomès...) fluctuent au cours du temps mais restent bien présentes et impactantes sur la santé des peuplements ;
- plus rarement, quelques espèces régressent tout en restant endémiques

(cochenille du hêtre, chancre bactérien du peuplier...);

- plusieurs espèces autochtones ou introduites depuis très longtemps progressent fortement, aussi bien dans l'espace (processionnaire du pin, chancre du châtaignier, bupreste des branches du chêne...) que dans le temps (puceron lanigère du peuplier, rouille des peupliers...);
- enfin, l'analyse montre que plusieurs espèces introduites plus ou moins récemment prennent une importance

prépondérante, en particulier certains champignons pathogènes (*Sphaeropsis* des pins, *Hymenoscyphus fraxineus*, *Dothistroma septosporum et pini*, plusieurs espèces de *Phytophthora*...). Parmi elles, les espèces pathogènes d'origine exotique constituent sans doute à court terme la plus grande menace pour la santé des forêts, bien qu'on ne dispose pas encore d'informations statistiques solides concernant l'impact de ces dernières à l'échelle nationale (Nageleisen [1], 2017).

III. Quelles voies d'introduction et de propagation des bioagresseurs d'origine exotique (insectes, champignons, oomycètes) ?

Les voies principales d'introduction d'insectes et de champignons exotiques (c'est-à-dire non indigènes) sont majoritairement d'origine accidentelle et résultent désormais en premier lieu du commerce mondial de plantes ornementales (en particulier les arbustes) ainsi que, dans une moindre mesure, de celui des bois transformés (meubles, emballages...) puis du bois lui-même, les volumes importés ayant diminué ces dernières années (Roques, 2017).

L'Asie apparaît actuellement comme la source dominante de ces introductions. L'analyse d'une base de données mondiale contenant les dates d'introduction de plus de 17 000 espèces exotiques animales et végétales permet, en outre, de tirer les enseignements suivants :

- les données révèlent tout d'abord une absence de saturation dans l'établissement de nouvelles espèces pour la

plupart des groupes et en particulier pour les insectes et autres arthropodes ;

- Ensuite, l'analyse montre que la période récente se caractérise à la fois par l'arrivée d'espèces dites « émergentes » non connues pour être invasives ailleurs ainsi que par une accélération sans précédent de la vitesse de propagation de ces dernières après établissement. Les espèces détectées en Europe après 1990 se propagent en effet en moyenne environ 3 ou 4 fois plus rapidement que celles arrivées plus tôt (Roques, 2017) : pour ne citer qu'un exemple, on a vu que la vitesse de propagation du champignon causant la chalarose du frêne (*Hymenoscyphus fraxineus*) était de l'ordre de 50 kilomètres par an.

Chez les insectes, le succès de ces invasions tient à de multiples causes qui agissent souvent en interaction. Parmi les facteurs prédisposant au caractère invasif, le régime alimentaire a une influence significative (la polyphagie notamment), de même que le mode de reproduction, l'endogamie et la parthénogenèse favorisant l'établissement et la propagation de petites populations initiales (Grégoire, 2017). D'autres facteurs liés aux traits de vie des espèces tels que leur tolérance au milieu (certaines sont peu regardantes vis-à-vis de l'habitat) ou leur comportement social (les espèces grégaires favorisent le phénomène invasif) ont également été explorés.

Parmi les champignons et les oomycètes pathogènes des plantes ayant récemment causé de graves épidémies en forêt, on a vu que les oomycètes du genre *Phytophthora* occupaient une place de premier plan, la plupart étant des agents phytopathogènes agressifs s'attaquant principalement aux racines des arbres mais aussi parfois aux tiges et aux feuilles : causée par *Phytophthora*

cinnamomi, la maladie de l'encre a déjà causé le dépérissement et la mort de nombreux châtaigniers dans le sud de la Suisse ; plusieurs espèces de *Phytophthora* sont actuellement la cause du déclin du maquis en Sardaigne ; on attribue aussi la mort subite du mélèze à *Phytophthora ramorum*, un agent pathogène qui a causé des dégâts importants en Grande-Bretagne.

On a vu par ailleurs que la chalarose du frêne, une maladie émergente, était causée par un champignon invasif très agressif probablement originaire d'Asie orientale, *Hymenoscyphus fraxineus*. Une sortie sur le terrain a permis d'illustrer le fort pouvoir pathogène de ce champignon qui entraîne bien souvent la mort des jeunes peuplements infectés en causant des nécroses sur les tiges et les branches ainsi qu'au collet. Détecté pour la première fois en 2008 dans l'est de la France, il a d'ores et déjà colonisé environ la moitié du territoire français, à l'exception des régions Occitanie et PACA où les températures trop élevées limitent son développement (effet de seuil).

IV. Quelles interactions entre la sylviculture et l'émergence des bioagresseurs ?

a. L'augmentation de la diversité spécifique en essences (richesse, composition) limite l'impact des bioagresseurs

À l'échelle spécifique, un nombre croissant de méta-analyses¹ et d'études empiriques indique que les forêts mélangées subissent moins de dégâts d'insectes que les forêts pures en milieu tempéré (Jactel, 2017).

¹ Une méta-analyse réalisée à partir de 100 publications montre notamment que dans 80 % des cas, les peuplements mélangés présentent moins de dégâts que ceux qui ne le sont pas (Jactel, 2017).

Plusieurs mécanismes ont été identifiés pour expliquer cette résistance par association d'essences forestières :

- Tout d'abord, la présence d'essences non hôtes induit une diminution de la ressource en arbres hôtes, une réduction de leur accessibilité, voire une modification de leurs caractéristiques qui limitent leur colonisation et leur exploitation par l'insecte ravageur ;
- Par ailleurs, la diversité des essences conduit à une augmentation de la ressource et des habitats favorables aux ennemis naturels des insectes ravageurs

et donc à une amélioration de leur efficacité prédatrice ;

- Enfin, plus que la richesse spécifique, c'est surtout l'identité et la proportion relative des différentes essences en mélange qui conditionnent la résistance aux ravageurs (Jactel, 2017 ; Sallé, 2017). Une étude expérimentale basée sur plusieurs combinaisons de plantations de pins pures ou mélangées avec des essences feuillues montre notamment une réduction de la pullulation de la processionnaire du pin en cas de présence de bouleau à proximité, une essence non hôte qui émet une odeur répulsive pour l'insecte.

Différentes études ont été présentées pour illustrer ces résultats qui permettent d'ores et déjà d'envisager des pistes de gestion fondées par exemple sur la mise en place de systèmes de haies composites autour des monocultures ou jouant sur l'architecture spatiale des peuplements (plantations bispécifiques...) (Jactel, 2017).

b. Effets réciproques de la variabilité génétique des peupliers et de leurs bioagresseurs sur leur résistance aux maladies

Depuis le XIX^e siècle, en France, la populi-culture est une production ligneuse très artificialisée et intensive (culture clonale et équienne) qui a connu plusieurs crises phytosanitaires du fait de l'émergence ou de la réémergence de certaines maladies (chancre bactérien, tavelure, brunissure des feuilles, rouille...). À l'échelle intraspécifique, on a vu que l'émergence des maladies sur peupliers était liée en particulier à deux phénomènes :

- **un phénomène d'érosion de la résistance** des peupliers lié à la faible variabilité génétique des peuplements cultivés : d'une part, les populations naturelles présentent généralement des résistances plus fréquentes aux mala-

dies ; d'autre part, la diversité génétique est une garantie de résistance des peupliers qui s'appréhende plutôt à l'échelle des populations². Ainsi les déploiements massifs et successifs de nouvelles variétés améliorées de peupliers résistantes à certaines maladies mais rapidement vulnérables à d'autres (nouvelles ou réémergentes) ont-ils largement contribué à augmenter la sensibilité des peupliers aux maladies (Frey, 2017) ;

- **un phénomène d'adaptation des bioagresseurs** aux propriétés de résistance des peupliers (profils d'interactions hôte-bioagresseur) : le paysage variétal populicole a influencé le paysage pathogène. En retour, sur les 130 cultivars de peupliers actuellement disponibles sur le marché, tous sont désormais sensibles à la rouille du peuplier, une maladie causée par un champignon (*Melampsora larici-populina*) qui a su contourner les mécanismes de résistance de son hôte (Frey, 2017). Ce phénomène de coévolution hôte-pathogène a induit la plantation massive de nouvelles variétés résistantes, contribuant en retour au phénomène d'érosion de la résistance des peupliers (cf. précédemment) ;

En perspective, la résistance étant une caractéristique le plus souvent extrêmement spécifique, il apparaît difficile pour les chercheurs d'identifier des mécanismes de résistance transversaux (résistances complexes). Des études multisites s'avèrent néanmoins nécessaires pour mieux appréhender les multiples mécanismes de réponses des arbres aux bioagresseurs (éviter, tolérance, résilience...) ainsi que pour explorer plus avant les phénomènes de coévolution (Bastien, 2017). Dans ce dernier cas, la compréhension des interactions entre le puceron lanigère et le peuplier a permis par exemple le développement d'applications en vue de prédire les dommages (Sallé, 2017).

² C'est à cette échelle que quelques individus s'en tirent et renouvellent le peuplement.

V. Effets du changement climatique sur l'émergence des bioagresseurs

a. Effet du changement climatique sur l'émergence des champignons pathogènes

La diversité des champignons pathogènes semble diminuer avec la distance à l'équateur. Sous l'effet du réchauffement climatique, les chercheurs s'attendent de ce fait à une augmentation de la richesse en agents pathogènes (Marçais, 2017). Néanmoins, il est difficile de généraliser pour plusieurs raisons :

- Du fait tout d'abord de la grande méconnaissance que nous avons des communautés de microorganismes, en particulier de celles situées hors de l'Europe et de l'Amérique du Nord (régions les plus prospectées). À ce niveau, les approches moléculaires et notamment le séquençage à haut débit offrent des perspectives intéressantes ;
- De plus, comme le montre le triangle parasite (cf. figure 1), les facteurs liés à l'émergence de maladies sont multiples, ce qui rend l'évaluation de la part du changement climatique difficile, voire impossible lorsqu'il s'agit d'évaluer cette influence globalement, c'est-à-dire pour toutes les maladies ;
- Par ailleurs, si le changement climatique a une influence positive sur la diversité des espèces pathogènes, on peut imaginer qu'il en aura une aussi sur l'ensemble des cortèges d'espèces et que certaines interactions positives limiteront la prolifération de certains bioagresseurs³ ;
- Enfin, l'élévation des températures, au-delà d'un certain seuil, peut avoir une influence négative sur la survie de

³ On observe ainsi une augmentation de la diversité mycorhizienne du nord au sud.

certaines espèces pathogènes comme le champignon causant la chalarose du frêne.

b. Effet du changement climatique sur l'émergence des insectes ravageurs

Les insectes sont généralement plus vulnérables à la chaleur qu'au froid⁴. Cependant, les populations d'insectes réagissent très différemment au réchauffement climatique : certaines populations régressent, d'autres restent stables, d'autres encore progressent vers le nord mais aussi vers le sud... Les insectes ont des cycles courts : ils s'adaptent de ce fait bien plus vite aux évolutions du milieu que les arbres (Nageleisen, 2017). De nombreux exemples existent qui illustrent les adaptations multiples que les insectes développent pour s'adapter à la chaleur (multiplication du nombre d'œufs, augmentation du nombre de générations...). Les effets du réchauffement climatique peuvent s'opérer à deux niveaux :

- **de façon directe, en modifiant la démographie, la phénologie et la distribution géographique des insectes forestiers phytophages** (Boivin, 2017). Par exemple, l'augmentation des seuils démographiques peut avoir raison de la résistance des arbres (attaques multiples et répétées des bioagresseurs) ; en termes de distribution géographique, le réchauffement peut accroître la colonisation de certains insectes vers le nord mais il peut inversement induire une augmentation des phénomènes de compétition intra- et interspécifiques entraînant la régression de certaines populations d'insectes (pertes de performances) ;

⁴ Les scolytes par exemple résistent mieux au gel qu'à la canicule.

- **de façon indirecte en modifiant la qualité, la résistance et l'attractivité des arbres dont ils se nourrissent** (Boivin, 2017). En cas de sécheresses trop fortes ou répétées notamment, l'effet tampon du milieu peut s'altérer et accroître la vulnérabilité des arbres (augmentation du stress hydrique) face aux attaques d'insectes. Les risques d'incendies peuvent également se traduire par l'explosion de certaines populations d'insectes. La combinaison d'épisodes répétés de tempêtes ou de sécheresses semble aussi particulièrement favoriser les phénomènes épidémiques (Nageleisen, 2017). Le climat intervient en outre dans l'évolution de la relation entre l'hôte et son agresseur : un gel tardif peut entraîner par exemple un déphasage phéno-

logique néfaste pour certaines chenilles phyllophages, etc.

Du fait de la complexité des interactions biotiques et du rôle tampon que peut jouer la biodiversité face aux variations environnementales (effet d'assurance de la biodiversité), les prédictions de l'effet du changement climatique sur les bioagresseurs restent difficiles : certains effets attendus du changement climatique n'ont finalement pas eu lieu, et inversement (Boivin, 2017). En termes d'adaptation, plusieurs pistes d'actions ont été évoquées comme d'augmenter la richesse en essences ou d'introduire des essences exotiques résistantes, tout en veillant bien sûr à ne pas importer leurs parasites associés (Marçais, 2017).

VI. Quelles stratégies de prévention et de lutte contre les bioagresseurs ?

a. Quelle réglementation à l'échelle internationale ?

Adoptée en 1951 par la FAO, la convention internationale pour la protection des végétaux⁵ (CIPV) coordonne les actions de prévention et de lutte contre l'introduction et la dissémination d'organismes nuisibles aux végétaux et aux produits végétaux. L'Organisation européenne et méditerranéenne pour la protection des plantes (OEPP) est responsable quant à elle de la coopération concernant la santé des plantes à l'échelle européenne, conformément aux dispositions fixées par la CIPV. Ces deux organisations contribuent notamment à l'identification des espèces nuisibles et à l'élaboration des normes phytosanitaires visant à préserver les ressources végétales.

Concrètement, la décision de classer un organisme comme « organisme nuisible réglementé⁶ » ou d'appliquer des mesures phytosanitaires repose sur la réalisation d'une analyse de risques en plusieurs étapes. Parmi elles, l'évaluation des risques phytosanitaires⁷ se subdivise en trois phases successives interdépendantes : 1) la catégorisation de l'organisme nuisible, 2) l'évaluation de la probabilité de son introduction et de sa dissémination et 3) l'évaluation des conséquences économiques et environnementales potentielles. Si à leur issue, le risque est jugé acceptable ou doit être accepté parce qu'il ne peut être géré (comme c'est le cas avec la dissémination naturelle), l'analyse s'arrête et aucune mesure phytosanitaire n'est appliquée. En revanche, lorsque

⁵ Il s'agit d'un traité multilatéral.

⁶ Un organisme nuisible réglementé est un organisme de quarantaine ou un organisme réglementé non de quarantaine (normes OEPP).

⁷ Elle fait suite à la phase d'initiation de l'analyse de risques.

l'évaluation du risque le juge inacceptable, l'espèce nuisible est alors considérée comme un organisme de quarantaine⁸. L'étape suivante consiste alors à gérer le risque en commençant par identifier les mesures phytosanitaires possibles qui permettront de le réduire à un seuil acceptable, ou en deçà (Orlinski, 2017). En constante évolution, les annexes I et II de la directive 2000/29/CE⁹ listent les organismes nuisibles réglementés de quarantaine (Ioos, 2017).

b. Quelle surveillance phytosanitaire en forêt française et quelles méthodes de détection des bioagresseurs ?

En France, le DSF met en œuvre une surveillance des bioagresseurs émergents pour répondre aux besoins des gestionnaires forestiers. À travers plusieurs dispositifs de surveillance dont l'organisation repose sur les forestiers de terrain¹⁰ (les correspondants-observateurs, du CNPF, de l'ONF et des services de l'État), l'expertise capitalisée du DSF (qui garde la mémoire des événements) et des liens étroits avec la recherche, les espèces surveillées incluent les espèces réglementées (cf. plus haut) mais pas seulement : ces réseaux assurent en effet le maintien d'une veille générale afin de détecter l'inattendu, en particulier des espèces non réglementées à l'échelle européenne ou internationale (Delport, 2017). En perspective, les responsables du DSF envisagent actuellement d'étendre les dispositifs de piégeage d'insectes et de spores. Mais cela soulève des questions relatives à la

⁸ Un organisme de quarantaine est un organisme nuisible qui a une importance potentielle pour l'économie de la zone menacée et qui n'est pas encore présent dans cette zone ou bien qui y est présent mais n'y est pas largement disséminé et fait l'objet d'une lutte officielle (normes OEPP).

⁹ Concerne les mesures de protection contre l'introduction dans la communauté, d'organismes nuisibles aux végétaux et aux produits végétaux et contre leur propagation à l'intérieur de la communauté.

¹⁰ Sur la période 1989-2003, les correspondants-observateurs du DSF ont fait plus de 32 000 signalements impliquant des insectes.

sélectivité de ces pièges (quel ciblage ?) et à leur intégration dans les analyses de risques (comment analyser le contenu des pièges en continu ?). Enfin, le turnover croissant des correspondants-observateurs expérimentés augmente le risque de voir se perdre leur expertise.

De nombreux contrôles sont réalisés par les autorités phytosanitaires dans le cadre de la surveillance du territoire mais aussi lors des mouvements de plantes potentiellement porteuses de bioagresseurs. Néanmoins, pour améliorer la fiabilité des observations ou détecter des espèces inconnues, les contrôles visuels s'accompagnent désormais le plus souvent d'analyses en laboratoire. À l'échelle moléculaire, deux types d'approches sont utilisées pour identifier les bioagresseurs :

- **des tests de détection spécifiques** : ils permettent de rechercher spécifiquement un ou plusieurs bioagresseurs *via* des techniques de sérologie ou d'amplification géniques (PCR, LAMP¹¹, puces à ADN...). Ils reposent sur l'utilisation de gènes spécifiques de l'espèce recherchée¹² (à fort pouvoir discriminant). Ces techniques nécessitent néanmoins une vérification en continu de la spécificité des amorces utilisées vu le haut niveau de biodiversité qui caractérise ces organismes nuisibles ;
- **des tests d'identification sans *a priori*** : ils permettent de détecter de nombreux bioagresseurs sans les rechercher *a priori*, au moyen de nouvelles techniques basées sur l'analyse de séquences ADN (*metabarcoding*) ou l'extraction protéique (analyse par spectrométrie de masse). Ces approches non ciblées se développent très rapidement et offrent des perspectives prometteuses. Elles permettraient en outre bientôt de distinguer les organismes morts des organismes vivants en se basant sur

¹¹ Test moléculaire d'amplification isotherme.

¹² ces séquences ne sont pas forcément liées à la pathogénicité

l'amplification de l'ARN messenger¹³ plutôt que sur celle de l'ADN. Pour repérer la présence d'espèces inconnues, les bibliothèques de références incluent aussi progressivement les séquences anonymes. Néanmoins, l'intervention systématique d'un pathologiste pour interpréter les résultats s'avère encore indispensable (loos, 2017).

c. Lutte contre les bioagresseurs : privilégier la prévention à la gestion curative

Face aux problèmes techniques, économiques et environnementaux posés par les méthodes de lutte curative, les intervenants encouragent le développement accru des stratégies de prévention des risques. Les différents cas de contamination des peuplements par des espèces du genre *Phytophthora* montrent bien que ces dernières sont capables de survivre dans des milieux très différents et que leur éradication est très difficile, d'où la nécessité d'agir en amont, en évitant par exemple de planter des végétaux sensibles ou de transporter des sols contaminés. Comme on l'a vu dans le cas du peuplier, le fait de veiller au maintien de la diversité intraspécifique des essences est aussi un moyen efficace de limiter les dommages causés par les bioagresseurs (résistance naturelle de certains individus au sein du peuplement) ; ce constat a d'ailleurs été mis en évidence pour d'autres essences comme le frêne commun qui, malgré l'arrêt des plantations, n'apparaît pas menacé de disparition ou de l'orme dont la variabilité génétique se maintient elle aussi dans les forêts françaises malgré les introductions successives d'*Ophiostoma ulmi* et de *O. novo-ulmi*, deux champignons pathogènes impliqués dans les pandémies successives de graphiose de l'orme (Piou, 2017).

Néanmoins, dans le cas des insectes forestiers invasifs, la lutte biologique classique — approche répandue consistant à introduire des ennemis naturels (parasitoïdes, prédateurs ou pathogènes) de la région d'origine de l'insecte — est généralement assez efficace, en particulier pour limiter les populations de ravageurs, directement et à long terme sur tout le territoire envahi. Des travaux de recherche montrent qu'environ un tiers des populations de ravageurs ciblées (172 espèces d'insectes) ont ainsi été contrôlées grâce à l'introduction d'environ 6 000 parasitoïdes et prédateurs. Il est intéressant de souligner que les ravageurs associés aux espèces ligneuses s'avèrent généralement plus sensibles à ce mode de lutte que ceux associés aux plantes herbacées. Cependant, pour éviter les effets non cibles liés à l'introduction d'espèces non indigènes — risques de propagation des ennemis naturels hors de la zone d'intérêt, impact sur la diversité locale... — il apparaît essentiel d'évaluer les risques associés à l'introduction de toute espèce. Ces effets négatifs ont été rappelés et documentés : néanmoins, ils ne semblent pas, pour l'heure, remettre en cause la pertinence de la lutte biologique dont le taux de succès a augmenté ces dernières années du fait d'efforts réalisés en termes de sélection (Kenis, 2017).

¹³ Copie transitoire d'une portion de l'ADN utilisée directement par les cellules pour synthétiser les protéines.

Conclusion

Les facteurs qui contribuent à l'émergence des bioagresseurs en forêt sont multiples et de nature très variée. L'homme contribue largement à ce phénomène, soit de façon directe *via* l'augmentation des échanges commerciaux (plantes ornementales, meubles et emballages en bois...) et la modification des modes de gestion sylvicole (populiculture), soit de façon moins directe en agissant sur l'environnement au sens large comme le climat. Le succès de ces invasions repose aussi sur des mécanismes complexes liés aux traits de vie des espèces (surtout des arbres). Tous ces facteurs évoluent au cours du temps et se combinent, ce qui complique la prédiction des dommages (on observe que certaines introductions réussissent avec très peu d'individus et inversement) et plaide pour le développement d'approches systémiques en termes d'évaluation, de prévention et de gestion des risques.

L'augmentation de la diversité en essences limite l'accès des bioagresseurs à leur arbre hôte et accroît en même temps la ressource et les habitats favorables à leurs ennemis naturels. Plus encore que la richesse spécifique, c'est l'identité et la proportion relative des différentes essences en mélange qui semblent conditionner la capacité de résistance des peuplements aux agressions. À l'échelle intraspécifique, la variabilité génétique des arbres accroît la résilience des peuplements. Elle explique même la survie de certaines essences pourtant très touchées par des maladies émergentes (cf. par exemple les cas du frêne et de l'orme). Le maintien de la variabilité génétique des arbres semble d'autant plus nécessaire que la capacité d'adaptation des bioagresseurs est élevée (leur cycle de développement étant court, leur évolution est plus rapide). En perspective, les chercheurs tentent de caractériser plus finement les mécanismes de réponses des arbres aux bioagresseurs afin de construire des résistances complexes transversales à plusieurs maladies et donc plus durables.

L'effet du réchauffement climatique sur l'émergence des bioagresseurs s'opère tantôt de façon directe, en modifiant les cycles de développement et la distribution géographique des espèces, tantôt de façon indirecte, en altérant la qualité, la résistance et l'attractivité des arbres hôtes. Cependant, en raison de la complexité des interactions biotiques et du rôle tampon que peut jouer la biodiversité face aux variations environnementales, l'effet global du climat reste encore très difficile à évaluer. En termes d'adaptation, les préconisations vont notamment dans le sens d'une augmentation de la richesse en essences. L'introduction d'essences résistantes à certaines maladies est une mesure d'adaptation complémentaire également explorée.

En matière de surveillance, une difficulté majeure consiste à détecter des espèces nuisibles n'ayant pas encore fait l'objet d'une réglementation, c'est-à-dire des espèces inconnues, ou connues mais n'ayant pas encore été déclarées comme invasives ailleurs. D'où la nécessité de développer des outils d'identification des envahisseurs potentiels. Des tests ciblés (tests de détection spécifiques) ou non (tests d'identification sans *a priori*) se développent ainsi en complément des contrôles visuels. Ils nécessitent néanmoins encore l'intervention systématique d'un pathologiste pour interpréter les résultats. D'un point de vue méthodologique, la standardisation des protocoles de dépistage et de diagnostic des maladies est nécessaire, en particulier pour garantir la pertinence des analyses qui portent sur les tendances d'évolution des maladies en forêt (il faut éviter les ruptures de séries).

Concernant enfin les stratégies de lutte, il apparaît souhaitable de privilégier la prévention – éviter de planter des espèces sensibles, de transporter des plants ou des sols contaminés, diversifier les essences... – à la lutte curative, certaines espèces étant capables de survivre dans des milieux très

différents et leur éradication étant très difficile une fois installées. Des travaux de recherche montrent cependant que la lutte biologique classique est généralement assez efficace ; son taux de succès a d'ailleurs

augmenté ces dernières années. Cette stratégie nécessite cependant au préalable de bien évaluer les risques associés à l'introduction d'ennemis naturels dans les écosystèmes forestiers.

Remerciements

Nos remerciements vont à Pascal Frey, Guy Landmann, et Christophe Voreux pour leur relecture attentive de ce document, ainsi bien sûr qu'à tous les intervenants ayant contribué à cette manifestation.

Références bibliographiques

Bastien C., 2017. Prise en compte des bioagresseurs dans les programmes d'amélioration des arbres. *REGEFOR 2017*, 20-22 Juin 2017, campus de Champenoux (INRA Grand-Est).

Boivin T., 2017. Réponses des insectes forestiers méditerranéens phytophages au changement climatique. *REGEFOR 2017*, 20-22 Juin 2017, campus de Champenoux (INRA Grand-Est).

Delpont F., Auricoste J., 2017. Réglementation et stratégie de surveillance phytosanitaire en France. *REGEFOR 2017*, 20-22 Juin 2017, campus de Champenoux (INRA Grand-Est).

Delpont F., 2017. Surveillance des bioagresseurs émergents en forêt : stratégie et organisation du Département de la Santé des Forêts (DSF). *REGEFOR 2017*, 20-22 Juin 2017, campus de Champenoux (INRA Grand-Est).

Desprez-Loustau M.-L., 2015. La forêt et le bois en 100 questions. Note de synthèse 5.05 : la santé des forêts est-elle menacée par de nouvelles maladies ? *Académie d'Agriculture de France*. Paris, 4 pages. www.academie-foret-bois.fr

Frey P., 2017. Emergence de maladies sur peupliers ou la course aux armements entre l'améliorateur et les maladies. *REGEFOR 2017*, 20-22 Juin 2017, campus de Champenoux (INRA Grand-Est).

Grégoire J.-C., 2017. Introductions d'insectes en Europe et Amérique du Nord – Quel rôle joue l'effet Allee? *REGEFOR 2017*, 20-22 Juin 2017, campus de Champenoux (INRA Grand-Est).

Husson C., 2017. Emergence de la Chalarose en France. *REGEFOR 2017*, 20-22 Juin 2017, campus de Champenoux (INRA Grand-Est).

loos Renaud, 2017. Méthodes de détection des bioagresseurs de quarantaine. *REGEFOR 2017*, 20-22 Juin 2017, campus de Champenoux (INRA Grand-Est).

Jactel H., 2017. Effet de la diversité des forêts sur leur résistance aux insectes ravageurs natifs et exotiques. *REGEFOR 2017*, 20-22 Juin 2017, campus de Champenoux (INRA Grand-Est).

Kenis M., 2017. Stratégies de lutte biologique contre les insectes invasifs. *REGEFOR 2017*, 20-22 Juin 2017, campus de Champenoux (INRA Grand-Est).

Marçais B., 2017. Interactions entre changement climatique et agents pathogènes. *REGEFOR 2017*, 20-22 Juin 2017, campus de Champenoux (INRA Grand-Est).

Nageleisen L.-M [1]., 2017. Evolution du paysage sylvo-sanitaire au cours des 30 dernières années. *REGEFOR 2017*, 20-22 Juin 2017, campus de Champenoux (INRA Grand-Est).

Nageleisen L.-M. [2], 2017. Interactions entre changement climatique et ravageurs. *REGEFOR 2017*, 20-22 Juin 2017, campus de Champenoux (INRA Grand-Est).

Orlinski A., 2017. Organismes de quarantaine forestiers : analyse des risques et mesures phytosanitaires. *REGEFOR 2017*, 20-22 Juin 2017, campus de Champenoux (INRA Grand-Est).

Piou D., 2017. Est-il possible de tirer des enseignements d'introductions anciennes ? L'exemple de la graphiose de l'orme. *REGEFOR 2017*, 20-22 Juin 2017, campus de Champenoux (INRA Grand-Est).

Prospero S., 2017. Emergence des Phytophthoras forestiers. *REGEFOR 2017*, 20-22 Juin 2017, campus de Champenoux (INRA Grand-Est).

Queloz V., 2017. La protection de la forêt en Suisse – science et politique. *REGEFOR 2017*, 20-22 Juin 2017, campus de Champenoux (INRA Grand-Est).

Robin C., 2017. Définition et concepts de la problématique de l'émergence des maladies et bioagresseurs. *REGEFOR 2017*, 20-22 Juin 2017, campus de Champenoux (INRA Grand-Est).

Roques A., 2017. Etat actuel des introductions et de la propagation en Europe des bioagresseurs exotiques liés aux plantes ligneuses. *REGEFOR 2017*, 20-22 Juin 2017, campus de Champenoux (INRA Grand-Est).

Sallé A., 2017. Caractérisation des interactions entre un ravageur émergent en France, le puceron lanigère du peuplier, et son arbre-hôte. *REGEFOR 2017*, 20-22 Juin 2017, campus de Champenoux (INRA Grand-Est).