

Une vision pluridisciplinaire des sécheresses en forêt : comment les quantifier, évaluer leurs impacts et s'y adapter

Clara Tallieu¹, Émeline Chaste², Sandrine Brêteau-Amores³, Léa Veuillen⁴, Nathalie Bréda^{5*}

1. Chargée de mission Observatoire régional de la biodiversité du Grand Est, Région Grand Est, France

2. CIRAD, UMR Eco&Sols, Université Montpellier, CIRAD, INRAE, Institut Agro, IRD, 34000, Montpellier, France

3. Chargée de recherche APESA, Bordeaux et associée à Université de Lorraine, Université de Strasbourg, AgroParisTech, CNRS, INRAE, BETA, 54000, Nancy, France

4. Doctorante, équipe Écosystèmes Méditerranéens et Risques, RECOVER, INRAE, Aix-Marseille Université, 13182, Aix-en-Provence, France

5. Directrice de Recherche INRAE, Université de Lorraine, AgroParisTech, INRAE, Silva, 54000, Nancy, France

* Auteur correspondant : nathalie.breda@inrae.fr

ORCID 0000-0002-4550-5710

Une vision pluridisciplinaire des sécheresses en forêt : comment les quantifier, évaluer leurs impacts et s'y adapter

Cet article propose une présentation structurée de travaux récents et en cours de quatre jeunes chercheuses sur le thème de la sécheresse édaphique en forêt en France métropolitaine, un phénomène qui devient de plus en plus fréquent et/ou intense perturbant le bon fonctionnement de ces écosystèmes. La gestion d'une crise sans précédent induite par des sécheresses récentes passe tout d'abord par la quantification et la cartographie de cet aléa, puis par l'évaluation et la compréhension des impacts induits par ce déficit hydrique sur la croissance primaire et secondaire des arbres. Enfin, diverses stratégies d'adaptation peuvent alors être mises en place afin de réduire la vulnérabilité des peuplements, en fonction des enjeux exposés (production de bois, séquestration de carbone) et de la gravité de ces impacts. Ces stratégies peuvent être ou non rentables pour le propriétaire forestier.

A multidisciplinary vision of droughts in forests: how to quantify them, evaluate their impacts and adapt to them

This article provides a structured presentation of recent and ongoing research by four young female researchers about soil water deficit in French forests – a phenomenon that is growing increasingly frequent and/or intense and disrupts the proper functioning of these ecosystems. The management of the current unprecedented drought-induced crisis requires i) a quantification and a mapping of soil water deficits in French forests, ii) an evaluation of the impacts of water deficit on primary and secondary tree growth, and iii) an evaluation of several adaptation strategies that could be implemented to reduce stand vulnerability, depending on the stake (timber production, carbon sequestration) and the severity of these impacts. These strategies may be or not be profitable to the forest owner.

Messages clés :

- Les sécheresses édaphiques deviennent de plus en plus fréquentes en France.
- La gestion des sécheresses nécessite une meilleure quantification et cartographie de ces aléas.
- Des stratégies peuvent être mises en place pour réduire la vulnérabilité des peuplements.

Mots clés : sécheresse édaphique, croissance primaire et secondaire, bilan hydrique, enjeux socioéconomiques, adaptation, modélisation

Highlights:

- Soil droughts are growing more and more frequent in France.
- Drought management requires a better quantification and mapping of these hazards.
- Strategies can be implemented to reduce stand vulnerability.

Keywords: soil drought, primary and secondary growth, water balance, socio-economic stakes, adaptation, modelling

Citation de l'article : Tallieu, C., Chaste, E., Brêteau-Amores, S., Veuillen, L., & Bréda, N. (2023). Une vision pluridisciplinaire des sécheresses en forêt : comment les quantifier, évaluer leurs impacts et s'y adapter. *Revue forestière française*, 74(2 « Ateliers ReGeFor 2020. Forêts en crise : relevons le défi ! »), 307-321. <https://doi.org/10.20870/revforfr.2023.7615>



Licence Creative Commons
Attribution - 4.0 International (CC BY 4.0)

Cet article a été initié dans le cadre du forum des jeunes chercheurs du 7^e Atelier ReGeFor (REcherche et GEstion FORestière). Il est le résultat d'une volonté de présentation structurée de travaux récents et en cours de quatre jeunes chercheuses sur le thème de la sécheresse édaphique en forêt, selon différentes approches d'études allant de la quantification et de la cartographie de l'aléa aux impacts et enjeux économiques :

- « BILJOU-WEB: a forest soil water balance dataset to diagnose the risk of past drought events at the France-scale. » En préparation pour une soumission dans *Annals of Forest Sciences* (Chaste et al., 2023) ;
- « Analyse spatiale et temporelle du déficit foliaire et de la croissance radiale sur le réseau systématique de suivi des dommages forestiers » (Tallieu, 2020) ;
- « Résilience du Pin d'Alep aux sécheresses extrêmes : approche multi-échelles et multi-indicateurs » (travaux de doctorat, Veuillen, en cours) ;
- « Analyse économique des stratégies d'adaptation face au risque de dépérissement induit par la sécheresse en forêt : bilan financier et/ou bilan carbone » (Brèteau-Amores, 2020).

Plusieurs définitions du terme sécheresse coexistent selon la discipline. Ainsi, la sécheresse météorologique correspond à un déficit anormal des précipitations, alors que la sécheresse hydrologique correspond à un déficit de précipitations entraînant un niveau des réserves en eau inférieur à la moyenne induisant un faible débit des cours d'eau et un faible niveau de recharge des nappes ou des retenues. La **sécheresse édaphique**, utilisée en agronomie ou en foresterie, est définie comme un manque d'eau disponible dans le sol pour les plantes. De nombreux indicateurs et indices de sécheresse ont été définis et récemment rassemblés par l'Organisation météorologique mondiale (OMM) et le Partenariat mondial pour l'eau (GWP) (Swoboda & Fuchs, 2016). Selon l'OMM, les indicateurs de sécheresse sont des variables ou des paramètres décrivant les conditions de sécheresse, par exemple les précipitations, le niveau piézométrique des nappes, l'humidité du sol ou le remplissage des réservoirs. Les **indices de sécheresse** sont des représentations numériques de l'intensité des sécheresses, que l'on calcule à partir de valeurs climatiques ou hydrométéorologiques. Ils mesurent l'état quantitatif d'une sécheresse à un emplacement donné pour une période donnée. Ils sont généralement issus de modèles développés par différentes communautés [hydrologues (Guttman, 1991), agronomes (Meyer et al., 1993), météorologues et plus rarement forestiers (Ganatsas et al., 2011)]. Il n'y a pas d'indice de sécheresse universel, c'est pourquoi le choix d'un indice de sécheresse pertinent dépend fortement du domaine d'application considéré (Bréda et al., 2006).

La disponibilité en eau des sols est l'une des principales contraintes limitant la productivité des forêts (Ausseau, 1978). Un déficit hydrique intense du sol provoque un arrêt de croissance primaire et secondaire, une régulation stomatique des échanges gazeux (transpiration et photosynthèse), une limitation de l'absorption de nutriments et peut entraîner des dysfonctionnements hydrauliques irréversibles dans le xylème (Cochard & Granier, 1999). Le déficit d'assimilation du carbone induit par un déficit hydrique prolongé, et donc une régulation stomatique, peut générer un déficit de croissance et d'accumulation de réserves carbonées et un défaut de préformation de bourgeons, aux conséquences visibles l'année suivante. Ces effets peuvent perdurer sur plusieurs années, entraînant une réduction temporaire de la vigueur des arbres voire induire un dépérissement complexe, pluri-annuel et multifactoriel (Granier & Bréda, 2007). Le déficit des réserves carbonées peut également augmenter la vulnérabilité des arbres à d'autres aléas, en diminuant la résistance des arbres au froid ou leurs capacités de défense face aux bio-agresseurs (Mirault & Regad, 1992). En France, les épisodes de sécheresse extrêmes ou récurrents ont historiquement été clairement identifiés comme l'aléa induisant des cycles de dépérissements en forêt, avec ou sans mortalité des arbres (Landmann et al., 2003). Ce phénomène pourrait s'amplifier dans les prochaines décennies avec l'augmentation des températures et de l'évapotranspiration potentielle, ce qui induira très probablement des épisodes de déficit en eau plus fréquents et plus sévères (voir Soubeyroux et al., 2023).

Dans un contexte de changements climatiques où les événements extrêmes sont très dommageables pour les forêts, il est important pour les forestiers de pouvoir détecter, suivre et caractériser les crises sanitaires (voir Bréda, 2023). La caractérisation spatiale et temporelle des contraintes hydriques du sol est un élément clé pour expliquer les variations dans le temps et dans l'espace de la santé des forêts et de sa productivité. Des modèles de bilan hydrique ont été développés pour les peuplements forestiers pour quantifier cet aléa (Granier et al., 1995). Ils prennent en compte des caractéristiques spécifiques de couvert, d'enracinement ou de couplage avec l'atmosphère nécessaires aux calculs des différents flux d'eau au sein du peuplement. En parallèle, il est également primordial de déterminer les risques induits par ces aléas (impacts selon les enjeux) et d'identifier les facteurs de vulnérabilité (voir Bréda, 2023). L'impact des sécheresses édaphiques en forêt est souvent quantifié par des indicateurs de l'état sanitaire des peuplements ; les facteurs primordiaux de vulnérabilité des peuplements face à cet aléa sont de mieux en mieux identifiés [type de peuplement, enracinement, densité, âge, caractéristiques du sol (Bréda & Peiffer, 2014)]. Par exemple, l'impact des sécheresses édaphiques sur les couverts forestiers a déjà été cartographié de longue date par télédétection par la

National Oceanic and Atmospheric Administration (NOAA) (Tarpley *et al.*, 1984), grâce à des anomalies de réflectance liées à une altération des teneurs en chlorophylle (voire de la surface foliaire) des couverts forestiers (McDowell *et al.*, 2015). Enfin, le gestionnaire doit identifier les leviers d'action à sa disposition pour réduire les risques en réduisant la vulnérabilité et en atténuant l'intensité de l'aléa, conduisant souvent à des compromis délicats à doser (voir Bréda, 2023). De nombreux leviers d'adaptation pour faire face au risque de dépérissement induit par les sécheresses exceptionnelles sont efficaces, pouvant aller d'ajustement de la sylviculture à des transformations de l'occupation du sol plus intenses.

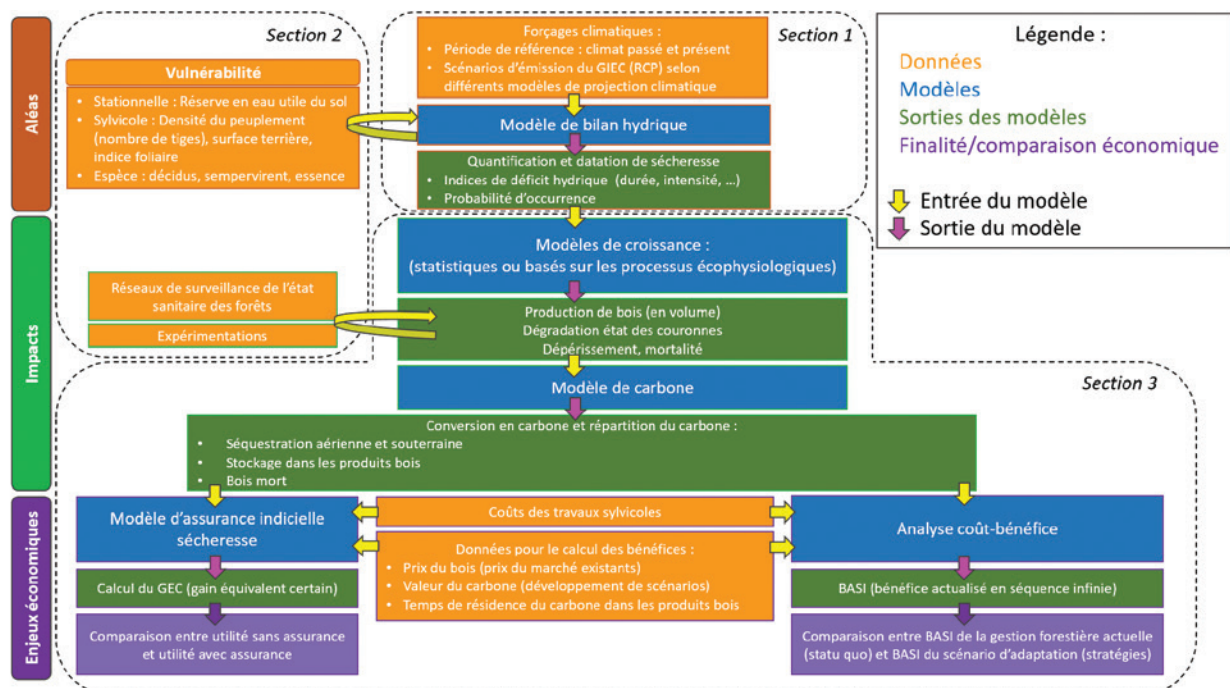
Cet article est construit autour des points suivants tels qu'illustré dans la figure 1, ci-dessous :

- quantifier l'aléa sécheresse (section 1) ;
- décrire ses impacts sur la croissance radiale des arbres, la phénologie et la symptomatologie de leurs houppiers (section 2) ;
- évaluer les pertes socioéconomiques induites par des sécheresses édaphiques extrêmes et les bénéfices des stratégies d'adaptation (sylviculture, assurance) (section 3).

QUANTIFICATION DE L'ALÉA SÉCHERESSE ÉDAPHIQUE EN FORÊT

Les épisodes de sécheresse édaphique des écosystèmes forestiers français présentés ici ont été quantifiés à l'aide du modèle de bilan hydrique Biljou© (Granier *et al.*, 1995). Le **bilan hydrique** se définit comme la somme des flux d'eau entrants moins la somme des flux d'eau sortants au sein d'un écosystème forestier. La recharge du réservoir en eau du sol considéré par le modèle est assurée par les pluies atteignant directement le sol ou par écoulement le long des troncs, c'est-à-dire les pluies incidentes auxquelles on soustrait l'interception des précipitations par la canopée. Le réservoir en eau du sol se vide simultanément par la transpiration, l'évaporation du sol et de la végétation de sous-étage et le drainage dans le sol (Granier *et al.*, 1995). À partir d'une estimation de la réserve en eau du sol accessible à un arbre par son système racinaire fin, le modèle Biljou© calcule quotidiennement le contenu en eau du sol, permettant ainsi d'identifier les situations de déficit hydrique au jour le jour. On démontre en mesurant la transpiration des arbres que le déficit hydrique pour la plupart des espèces d'arbres induit la régulation de la transpiration de la canopée : ce mécanisme intervient à un certain niveau de vidage du réservoir en eau du sol exprimé par la réserve relative en eau du sol noté REW (pour l'abréviation anglophone de *Relative Extractable Water*).

Figure 1 | Schéma récapitulatif de modèles imbriqués, alliant des fronts de sciences, pour quantifier l'aléa sécheresse en forêt (section 1), analyser son impact sur la croissance (section 2) et identifier des leviers d'adaptation en fonction d'enjeux financier et de séquestration de carbone (section 3).



En effet, la régulation s’installe lorsque la REW devient inférieure à 40 % de l’eau maximale extractible par les racines (Granier et al., 1999). Le modèle caractérise la sécheresse édaphique selon trois indicateurs : l’intensité, la précocité et la durée du déficit hydrique. L’intensité correspond à la somme des différences quotidiennes entre le niveau critique et les valeurs calculées de la REW, divisée par 0,4. La précocité et la durée du déficit hydrique correspondent respectivement au premier jour de l’année et au nombre de jours pendant lesquels la REW est inférieure à 0,4. Ces indicateurs de déficit hydrique sont calculés sur l’année complète pour les sempervirents ou sur la saison de végétation pour les peuplements à feuilles caduques (comprise entre les dates de débourrement et de chute des feuilles). Pour une description complète du modèle Biljou© (concepts et formules), le lecteur pourra se référer aux nombreux articles et pages web disponibles sur le site web Biljou© et dans les articles de Granier et al. (1995, 1999) et Bertin et al. (2016).

L’utilisateur, souhaitant calculer ces trois indicateurs de sécheresse édaphique pour un peuplement forestier en France, peut effectuer ses propres simulations sous climat passé avec le modèle Biljou© en ligne en renseignant les variables météorologiques quotidiennes (précipitations, rayonnement, vitesse du vent, humidité relative de l’air, température), la phénologie du couvert (couvert sempervirent ou décidu, date de débourrement et de chute des feuilles pour les décidus, indice foliaire en pleine saison), les caractéristiques des couches de sol colonisées par les racines fines (réserve utile en eau, proportion de racines, densité apparente...). L’outil en ligne permet ensuite à l’utilisateur de visualiser les principaux flux d’eau entrants et sortants du peuplement, l’évolution journalière ou inter-

annuelle du contenu en eau du sol, et les trois indicateurs caractéristiques des sécheresses le cas échéant. Un nouveau service est proposé aux utilisateurs du site web Biljou© n’ayant pas facilement accès aux données météorologiques. Nous avons généré une base de données spatialisée et rétrospective des caractéristiques de sécheresse édaphique sur les soixante dernières années à la maille climatique de 8 km par 8 km correspondant à la résolution de l’archive climatique SAFRAN (Vidal et al., 2010) et ce pour 80 combinaisons peuplements x sol type. Chaque combinaison croise un peuplement à phénologie donnée (sempervirent ou décidu, indice foliaire) sur un sol forestier aux propriétés physiques et hydrodynamiques précises et issues d’une large gamme de valeurs possibles dans les sols forestiers français. Ainsi, un utilisateur qui souhaite obtenir rapidement une quantification des sécheresses édaphiques passées pour un point géographique particulier, tel que pour un peuplement d’intérêt (correspondant à sa propriété ou à un cas de dépérissement par exemple), peut facilement créer une requête pour générer et visualiser l’une des 80 000 cartes de sécheresses édaphiques mise en ligne sur le site web Biljou©. Il lui suffit de choisir dans des menus déroulants les caractéristiques prédéfinies du peuplement et du sol correspondant à son peuplement d’intérêt. Ces cartes sont générées et visualisées dans l’onglet “Cartes de sécheresse” du site web Biljou©. Grâce à un formulaire de requête (figure 2, ci-dessous), l’utilisateur a le choix de générer en ligne des cartes d’indicateurs annuels, d’indicateurs statistiques (sur différentes périodes de référence) ou des cartes d’anomalie d’une année *n* par rapport à une année normale, et ceci pour les trois indices de sécheresse édaphique à l’échelle de la France métropolitaine pour un peuplement type correspondant à son peuplement d’intérêt.

Figure 2 | Formulaire de requête pour générer puis comparer des cartes de sécheresses sur le site Biljou©

Menus de sélection de la visualisation individuelle ou comparative de cartes, de l’indicateur de sécheresse et du type de peuplement.

The screenshot shows a web interface for generating and comparing soil dryness maps. At the top, there are two buttons: "Afficher une seule carte" (highlighted in green) and "Comparer deux cartes". Below this, the form is divided into two columns: "Carte principale" and "Carte secondaire".

- Indicateur de sécheresse :** Both columns have a dropdown menu set to "Déficit hydrique".
- Paramètre à comparer :** A label with a question mark icon is positioned above a vertical line that connects to the "Type de couvert" dropdowns.
- Type de couvert :** Both columns have a dropdown menu set to "Sempervirent".
- Année :** The "Carte principale" column has a dropdown menu set to "1976". The "Carte secondaire" column has a dropdown menu set to "2003", with the text "comparé à" between them.
- Indice foliaire :** Both columns have a dropdown menu set to "6".
- Réserve utile :** Both columns have a dropdown menu set to "100".

At the bottom of the form, there is a green button labeled "Afficher les cartes".

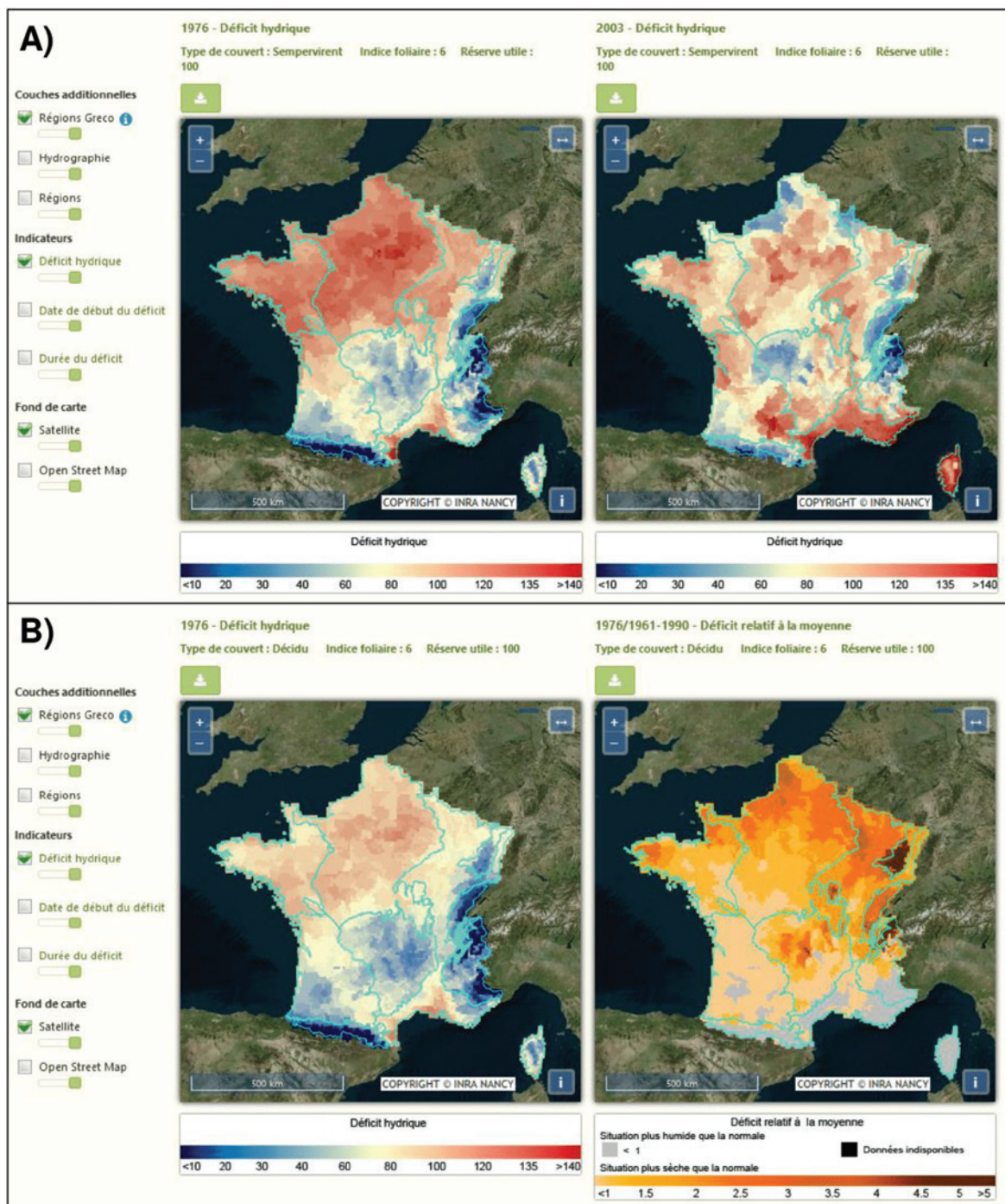
Lorsque la carte s'affiche, l'utilisateur interroge la valeur de l'indicateur de sécheresse d'une zone géographique (par exemple une forêt dépérissante) en renseignant la longitude et la latitude ou en sélectionnant avec la souris son secteur d'intérêt sur la carte. Une infobulle apparaît indiquant la valeur de l'indicateur de sécheresse.

Diverses fonctionnalités aident à la localisation, telles que l'affichage des grandes régions écologiques (GRECO), du réseau hydrographique français ou des limites administratives (départements et nouvelles régions) (figures 3A et 3B, à gauche).

Figure 3 | Résultats de deux requêtes dans le comparateur de cartes du site Biljou©

A) Comparaison du déficit hydrique entre 1976 et 2003 en forêt sempervrente avec un indice foliaire de 6 et avec une réserve utile de 100 mm.
B) Comparaison du déficit hydrique en 1976 en valeur brute (à gauche) et en termes d'anomalie par rapport à la moyenne du déficit hydrique sur 30 ans (ici 1961-1990) (à droite).

Les lignes bleues correspondent aux limites des grandes régions écologiques (GRECO).



De plus, un comparateur de cartes permet d'afficher simultanément deux cartes dont la comparaison est pertinente : par exemple pour évaluer la différence d'intensité de sécheresse pour une combinaison peuplement x sol type entre deux années (figure 3A), ou pour comparer l'intensité et l'anomalie du déficit hydrique d'un peuplement type de deux régions différentes (figure 3B). Les possibilités de comparaison de cartes sont très nombreuses et dépendent des questions que se pose l'utilisateur. Lorsque la comparaison est non pertinente, les menus déroulants sont grisés et non accessibles. Ces cartes permettent d'accompagner l'utilisateur dans ses réflexions à l'échelle du massif ou de la région, puisque ces cartes ne représentent pas l'occupation réelle des types de forêts ni les propriétés locales des sols.

IMPACT DU DÉFICIT HYDRIQUE SUR LA CROISSANCE PRIMAIRE ET SECONDAIRE DES ARBRES

Les mécanismes écophysologiques des arbres soumis régulièrement à un déficit hydrique dans le sol font l'objet de recherches depuis des décennies, compte-tenu de leurs impacts sur l'établissement des arbres, leur croissance et leur état sanitaire. Une prise de conscience du rôle crucial de l'eau et de l'alimentation hydrique des forêts renaît lors de chaque événement de sécheresse exceptionnelle (par exemple 2003, 2005, ou encore plus récemment 2018), induisant son lot connu de dysfonctionnements, de dépérissements complexes, de surmortalités (Landmann *et al.*, 2003 ; Bréda *et al.*, 2004) et de baisse de la force de puits de carbone des écosystèmes forestiers (Granier & Bréda, 2007). Parallèlement, les observatoires mis en place après la sécheresse exceptionnelle de 1976 et ses conséquences offrent aujourd'hui un recul temporel inédit sur la réponse des couverts forestiers aux aléas climatiques. Les scénarios climatiques futurs alertent également sur l'augmentation très probable de la fréquence et de l'intensité des sécheresses sur certaines zones, méditerranéennes voire continentales (IPCC, 2021). C'est dans ce contexte que se poursuivent des recherches sur les facteurs de vulnérabilité des forêts aux sécheresses édaphiques, en étudiant les déterminants individuels, ontologiques, stationnels et dendrométriques qui modulent des fonctions intégratrices : la phénologie aérienne et la croissance primaire, leur résultante en termes de déficit foliaire et la croissance secondaire, accessible rétrospectivement par dendrochronologie.

Nous détaillons ici deux approches différentes et complémentaires de l'étude de l'impact du déficit hydrique sur les arbres :

— la relation entre la croissance radiale et l'état des houppiers à partir des données du réseau systématique de suivi des dommages forestiers, à l'échelle nationale, en prenant le Hêtre pour exemple ;

— l'impact de la sécheresse sur la phénologie et la croissance primaire à l'échelle du houppier *via* une étude expérimentale *in situ* sur le Pin d'Alep en Méditerranée.

Apport des réseaux de surveillance extensifs pour comprendre rétrospectivement les liens entre croissance et état des cimes du Hêtre

Pour le forestier, l'évolution de l'état sanitaire des arbres peut être estimée par un ensemble de symptômes simples observables au niveau des houppiers (manque de feuilles, allongement anormal des pousses, branches mortes). Depuis la crise sanitaire attribuée aux pluies acides dans les années 1980, l'indicateur de santé des arbres le plus largement adopté en Europe est le **déficit foliaire** (Nageleisen, 2005 ; Eichhorn *et al.*, 2020). Il s'agit d'une estimation observée depuis le sol du déficit de feuilles des arbres par rapport à un arbre de référence local ayant la totalité de son feuillage (noté de 0 à 100 %). En effet, les feuilles sont le siège de l'interception du rayonnement et de la photosynthèse, source de composés carbonés nécessaires aux différents métabolismes de l'arbre. Le déficit foliaire permet d'évaluer l'état de santé des arbres mais aussi d'étudier sa dynamique en réponse à tout type d'aléa, abiotiques et biotiques, car ces symptômes ne sont pas spécifiques à un aléa particulier (Landmann, 1988). Le suivi annuel réalisé sur le réseau européen de surveillance de l'état des forêts à grande échelle depuis 1986 (ICP Forest) a l'avantage d'être peu onéreux et relativement rapide à mener sur le terrain, qualités décisives pour effectuer un suivi à long terme sur un grand nombre de placettes (6 000 en Europe selon une maille de 16 km x 16 km, dont environ 530 en France). En France, ce suivi est assuré par le Département de la Santé des Forêts.

Toutefois, l'utilisation du déficit foliaire comme indicateur de l'état des forêts est régulièrement remise en cause pour des raisons méthodologiques (évaluation visuelle subjective et absence de référence absolue), mais aussi en raison du manque de connaissances quant au déterminisme du déficit foliaire et de son impact fonctionnel sur l'arbre (Landmann *et al.*, 1998 ; Landmann *et al.*, 1999). Si l'on interprète le déficit foliaire comme le résultat d'un développement et d'une croissance primaire anormaux (allongement court, altération du développement architectural du houppier et du nombre et/ou de la qualité des bourgeons), alors on peut considérer le déficit foliaire comme un proxy de l'ajustement, réversible, de la masse foliaire de l'arbre (Bréda *et al.*, 2002 ; Bréda, 2008). Ce manque de feuilles peut altérer les flux de carbone et d'eau et, par conséquent, restreindre la croissance radiale.

La croissance radiale est un autre indicateur largement utilisé pour évaluer l'état physiologique d'un arbre (Landmann, 1988 ; Dobbertin, 2005). Le cerne de croissance formé chaque année résulte d'un enchaînement complexe

de processus cellulaires (activité du cambium, division et élargissement des cellules, lignification), physiologiques (hydratation des tissus, mobilisation de solutés, utilisation de carbone issu de la photosynthèse ou des réserves) et hormonaux. Tout comme le déficit foliaire, la croissance radiale est le résultat de processus fonctionnels directement et indirectement contrôlés par le climat. L'analyse de séries datées de largeurs de cernes permet donc l'étude rétrospective de la réponse de l'arbre aux aléas qu'il subit (Becker, 1987 ; Bert *et al.*, 1990).

• Réponse du déficit foliaire et de la croissance radiale au déficit hydrique

L'analyse conjointe de variations annuelles de déficit foliaire, de croissance radiale (arbres du réseau systématique de suivi des dommages forestiers, (ICP Forests niveau 1) et de déficit hydrique modélisé comme décrit dans la section "Quantification de l'aléa sécheresse édaphique en forêt" a permis d'approfondir la compréhension de l'impact du déficit hydrique sur la répartition des ressources entre la croissance du tronc et le développement du houppier chez le Hêtre (Tallieu *et al.*, 2020).

Le déficit hydrique entraîne un arrêt de croissance secondaire l'année n (Badeau, 1995 ; Granier *et al.*, 2007), mais

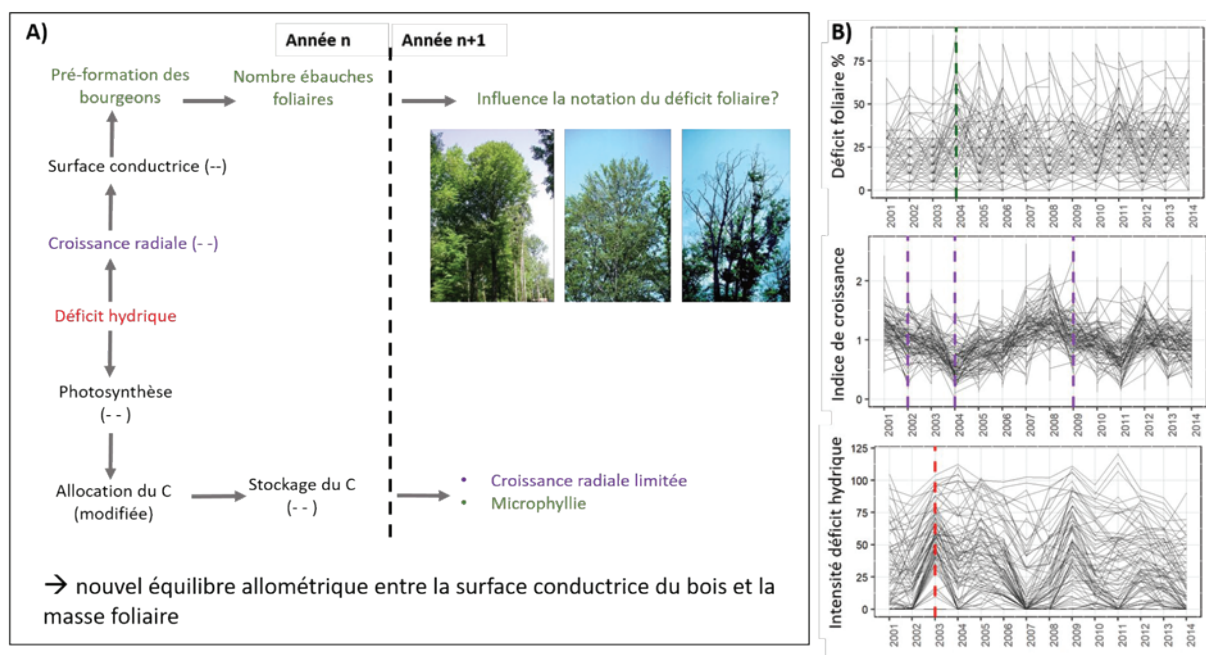
affecte également les croissances primaires et secondaires de manière différée l'année $n + 1$ (figure 4, ci-dessous). Cet effet différé d'un an s'explique par l'impact du déficit hydrique sur le houppier *via* le mécanisme de préformation des bourgeons. En effet, le nombre d'ébauches foliaires, préformées au cours de l'été précédent, serait contrôlé par la surface conductrice du cerne du rameau, qui dépend elle-même du climat de l'année (Cochard *et al.*, 2005). Or, le nombre d'ébauches foliaires, préformées dans les bourgeons à l'année n , conditionne chez le Hêtre le type de rameaux, courts ou longs, formés l'année $n + 1$, dont la proportion affecte l'architecture de la ramification et le déficit foliaire (figure 4A).

L'effet différé d'un an sur le déficit foliaire a également été mis en évidence par l'identification d'une année à fort déficit foliaire en 2004 en réponse à la sécheresse d'intensité exceptionnelle de 2003 (figure 4B). L'année 2004 est considérée comme une année extrême de dégradation généralisée de l'état des cimes de Hêtre en France (Landmann *et al.*, 2003 ; Bréda *et al.*, 2004 ; Pauly et Belrose, 2004) et dans toute l'Europe centrale (Fischer *et al.*, 2005) avec un écart au déficit foliaire moyen plus important que les autres années. Ces observations ne sont pas propres au Hêtre, la canicule de 2003 ayant également eu des impacts forts et différés sur d'autres essences et d'autres régions — comme par

Figure 4 | A) Schéma de réflexion pour interpréter l'effet du déficit hydrique sur le déficit foliaire et la croissance radiale du Hêtre.

B) Pour le Hêtre, moyennes annuelles par placette du déficit foliaire (haut), de l'indice de largeur des cernes (centre) et de l'intensité du déficit hydrique (bas) de 2001 à 2014.

Les lignes pointillées représentant les années caractéristiques positives ou négatives de déficit foliaire (vert), de croissance radiale (violet) et d'intensité du déficit hydrique (rouge) (Tallieu, 2020).



exemple dans la région méditerranéenne française : les résineux ont perdu 30 à 60 % de leurs aiguilles (Venetier *et al.*, 2008).

• Le déficit foliaire est-il un bon prédicteur de la croissance radiale ?

Les événements extrêmes, biotiques et climatiques, affectent la croissance radiale en provoquant la formation de cernes de croissance plus étroits que ceux formés les années précédentes ou suivantes. En dendrochronologie, une **année caractéristique** pour la croissance est définie par une réaction forte et commune à la plupart des arbres d'une région ; par analogie, ce concept peut s'appliquer au déficit foliaire. Ces années particulières permettent d'identifier la réponse des arbres à des perturbations. La mise en relation des années caractéristiques de croissance et de déficit foliaire a montré chez le Hêtre que l'important déficit foliaire observé en 2004 était concomitant à une diminution de la croissance radiale (figure 4B).

Cette réponse suggère que la diminution de la masse foliaire mènerait à un ajustement vers un nouvel équilibre entre la surface conductrice du bois et la masse foliaire. Cela signifie que l'assimilation du carbone et la transpiration sont réduites proportionnellement à la baisse de masse foliaire. La baisse de croissance observée en 2004, concomitante à la détérioration du houppier cette même année, peut aussi être pour partie due à un déficit de mise en réserve de carbone au cours de la saison 2003 en raison de la régulation stomatique qui a fortement limité la photosynthèse (Bréda *et al.*, 2006). La réactivation cambiale au printemps 2004 et la taille élémentaire des feuilles ont pu être limitées par la disponibilité en carbone stocké.

Soulignons qu'une seule année caractéristique de déficit foliaire a été détectée (2004), l'année suivant la sécheresse la plus extrême de la série étudiée (2003). Sur l'ensemble des séries temporelles étudiées, aucune relation n'est clairement établie entre les variations interannuelles de la croissance radiale et du déficit foliaire. Le déficit foliaire annuel du Hêtre, tel qu'il est apprécié sur le réseau systématique de suivi des dommages forestiers, n'est pas un prédicteur efficace de la croissance radiale.

Impact de la sécheresse sur le développement du houppier du Pin d'Alep

La notation du déficit foliaire permet de caractériser l'état du houppier dans son ensemble, en intégrant à la fois l'architecture, la ramification et la surface foliaire totale, mais ne nous permet pas d'étudier et de comprendre les processus en œuvre. Si l'on regarde de plus près, l'état du houppier dépend en fait de la surface photosynthétique (nombre, taille et couleur des feuilles). L'élongation des rameaux couplée à la production des nouvelles feuilles

a lieu tous les ans, souvent accompagnée, à partir d'un certain âge, de la production de structures reproductives. Cette activité saisonnière des arbres, appelée **phénologie**, est très dépendante du climat. Celui-ci contrôle fortement la durée de la saison de végétation, la croissance, la floraison ou bien encore la fructification, ce qui conditionne directement la production primaire des écosystèmes (production de biomasse) et donc leur capacité à stocker du carbone. Notamment, le déficit hydrique induit des retards de débourrement (Adams *et al.*, 2015 ; Massonnet *et al.*, 2021) et/ou des chutes prématurées de feuilles ou d'aiguilles (Bréda *et al.*, 2006). L'intensité et la durée du déficit hydrique sont amplifiées par l'augmentation des températures, qui induit une hausse de l'évapotranspiration potentielle et un allongement de la saison de végétation, entraînant une augmentation de la consommation en eau et de la période d'interception des pluies.

Prenons pour exemple le Pin d'Alep, essence clé des écosystèmes forestiers méditerranéens (Prévosto, 2013). Comme de nombreuses autres espèces, le Pin d'Alep est polycyclique, c'est-à-dire qu'il produit plusieurs unités de croissance par an : la(les) première(s) de la fin de l'hiver au début de l'été, et la(les) dernière(s) à l'automne après la sécheresse estivale. Cela est interprété comme une adaptation au climat méditerranéen : la saison de végétation est scindée en deux par la sécheresse estivale, tandis que les hivers sont plutôt doux.

La fréquence et/ou l'intensité des sécheresses augmentent, mais les effets sur la phénologie du Pin d'Alep restent incertains. Comme la plupart des pins, cette essence développe une « stratégie d'évitement » de la sécheresse. Elle exerce un fort contrôle stomatique, stoppant sa transpiration en situation de déficit hydrique tout en cessant d'assimiler du carbone et de croître (Klein *et al.*, 2011). Le déficit hydrique induit une réduction de la surface foliaire de l'arbre par :

- un retard dans la mise en place des stades de phénologie foliaire ;
- une chute précoce des aiguilles ;
- une diminution de la taille des aiguilles ;
- une diminution de l'élongation des rameaux ;
- une mortalité accrue de ceux-ci (Venetier *et al.*, 2008).

Une diminution des ressources allouées à la reproduction est également attendue (Ayari *et al.*, 2011).

Afin d'évaluer, quantifier et hiérarchiser ces différents effets, un suivi à long terme de l'impact de la sécheresse sur la phénologie foliaire, les rameaux et de la reproduction du Pin d'Alep est effectué dans la forêt mélangée de Fontblanche dans les Bouches-du-Rhône, codominée par le Pin d'Alep et le Chêne vert. Quatre placettes



Photo 1 | Suivi phénologique mensuel du Pin d'Alep sur le site expérimental de Fontblanche dans les Bouches-du-Rhône
 À gauche : Des échafaudages permettent de réaliser les mesures à différentes positions et expositions dans la canopée.
 À droite : Détail de l'observation de l'extrémité d'une unité de croissance avec ses chatons mâles.
 Photos © Jean-Michel Lopez (INRAE RECOVER)

expérimentales ont été mises en place pour imposer un gradient artificiel de sécheresse :

- exclusion de 30 % des précipitations naturelles par un système de gouttières ;
- apport de précipitations artificielles pour que les individus ne subissent pas de déficit hydrique ;
- témoin soumis au climat local ;
- témoin avec gouttières renversées pour tenir compte de l'effet microclimatique des gouttières sur les strates basses de végétation et sur le sol.

Sur ce site expérimental, l'accès à près de 200 rameaux sur une demi-dizaine de pins par traitement est assuré par des échafaudages montés à 10 m de haut (photo 1 à gauche). Les phases phénologiques des bourgeons terminaux, de la floraison, de la fructification et des aiguilles sont relevés chaque mois depuis 2007 (photo 1 à droite).

Dès la première année après la mise en place des traitements, l'effet de la sécheresse était déjà visible. Les aiguilles sont plus courtes de 15 % en moyenne dans la placette d'exclusion des pluies que dans les placettes témoin. L'accentuation de la sécheresse entraîne également une diminution durable de la longueur des rameaux et de leur taux de ramification (Moreno *et al.*, 2021). La phase de croissance automnale est retardée et réduite en situation de déficit hydrique. En 2009, dans la placette d'exclusion des pluies, un retard des dates de débournement et d'ap-

parition des aiguilles a été constaté ; mais cet effet s'est estompé les années suivantes (Vennetier *et al.*, 2011). Ces impacts sur le développement du houppier sont couplés à une diminution de la transpiration : en moyenne, la régulation stomatique induite par le déficit hydrique provoque une diminution d'un tiers de la densité de flux de sève brute au printemps et à l'automne dans le traitement d'exclusion des pluies par rapport aux témoins (Moreno *et al.*, 2021). Le déficit hydrique entraîne également une modification de l'allocation des ressources au sein même de l'individu. Plus précisément, la croissance en longueur et la ramification des axes tertiaires, dédiés à l'interception de la lumière, sont réduites ; les axes secondaires, consacrés à l'exploration du milieu, sont quant à eux peu impactés. La réduction de la surface foliaire due à la sécheresse n'est pas couplée à une diminution de la croissance radiale pour le Pin d'Alep à Fontblanche, comme observé également pour le Hêtre (*cf.* paragraphe "Le déficit foliaire est-il un bon prédicteur de la croissance radiale ?"). Ce résultat inattendu n'est pas valable pour toutes les essences, puisque le Chêne vert voit en revanche sa croissance radiale diminuer de manière significative dans le traitement d'exclusion des pluies (Moreno *et al.*, 2021).

L'impact de la sécheresse à long terme sur les traits foliaires, architecturaux et de reproduction ainsi que sur le couplage phénologique avec la croissance radiale est actuellement à l'étude au sein de l'équipe de recherche Écosystèmes Méditerranéens et Risques de l'UMR RECOVER.

ENJEUX EXPOSÉS ET ÉVALUATION ÉCONOMIQUE DES LEVIERS D'ADAPTATION

Les réductions de croissance des arbres induites par les sécheresses, voire les dépérissements et surmortalités induits, ont des conséquences différentes selon les enjeux considérés. Ces enjeux peuvent être de nature écologique, économique et/ou sociale.

Prenons ici deux enjeux affectés par l'aléa sécheresse, une perte de valeur économique et une perte de service. Premièrement, la croissance des arbres réduite par l'intensité de la sécheresse induit une perte de productivité. Cette perte de production de bois est avant tout une perte financière pour le propriétaire forestier, mais impacte également l'aval de la filière (moins de bois en volume et/ou en nombre de tiges, voire du bois de moindre qualité) et la société par la suite (offre de produits bois réduite). Deuxièmement, les forêts produisent des services qui contribuent au bien-être humain et réduisent la vulnérabilité sociale aux aléas naturels. Or, des sécheresses plus longues et des températures plus élevées atténuent le puits de carbone des forêts (Ciais et al., 2005). Cette réduction du service d'atténuation du changement climatique par la séquestration de carbone entraîne donc une perte d'aménités pour la société.

Nous verrons dans un premier temps les différents leviers d'action afin de réduire ou limiter l'impact des sécheresses, puis l'évaluation de ces leviers en termes de rentabilité économique pour le propriétaire forestier.

L'adaptation pour réduire l'impact des sécheresses

Les propriétaires forestiers peuvent limiter les impacts liés au risque projeté de dépérissement induit par la sécheresse grâce à de multiples stratégies d'adaptation. Ces stratégies peuvent soit être basées sur un changement de la gestion forestière pratiquée actuellement, soit sur le partage du risque encouru *via* l'adoption d'un contrat d'assurance. Bien que la décision et la mise en place de ces deux types de stratégies soient *ex-ante*, leur champ d'action est différent. En effet, le changement de pratiques sylvicoles permet de jouer sur les différentes composantes du risque : à la fois atténuer l'intensité de l'aléa, réduire la durée d'exposition, tout en réduisant la vulnérabilité des peuplements *ex-ante*, tandis que s'assurer réduira les pertes économiques perçues post-dommage.

• Le changement de pratiques sylvicoles

La sylviculture et l'aménagement forestier peuvent aggraver ou atténuer les risques biotiques et abiotiques auxquels sont exposés les peuplements forestiers européens. Ce sont les principaux leviers de gestion de la vulnérabilité

des peuplements (Jactel et al., 2009). De plus, les opérations sylvicoles peuvent permettre d'atteindre les objectifs de gestion forestière tout en minimisant les risques (Jactel et al., 2009), comme dans le cas de la sécheresse à travers une sylviculture économe en eau.

Différentes stratégies sont recommandées afin de doser la consommation en eau des peuplements forestiers, réduire la sévérité, l'exposition et/ou la vulnérabilité à l'aléa sécheresse (Legay et al., 2006). Ces stratégies vont de légers changements (réduction de la durée de la révolution, contrôle de la végétation concurrente, de la densité initiale et de l'indice foliaire du peuplement) à des changements plus radicaux de composition et de structure des peuplements forestiers. D'un côté, la réduction de la durée de la révolution permet de réduire la durée d'exposition à l'aléa et la vulnérabilité des arbres liée à l'âge (Bréda & Peiffer, 2014) ; la réduction de la densité initiale du peuplement limite l'intensité et la durée des déficits hydriques, ce qui augmente la disponibilité des réserves en eau du sol pour les arbres restants (Aussenac et al., 1984 ; Bréda & Badeau, 2008). De l'autre, la substitution d'essences se traduit par le remplacement de l'espèce actuelle par une espèce plus tolérante à la sécheresse (anticipation des dépérissements) et/ou plus productive (maintien de l'activité économique) (Keskitalo, 2011). Enfin, entre les deux, une stratégie transitoire peut passer par l'augmentation de la diversité des peuplements, soit en mélangeant l'espèce actuelle avec une ou plusieurs espèces introduites afin de favoriser leur complémentarité (Forrester, 2014), soit en conservant l'espèce actuelle mais en modifiant la structure du peuplement *via* le mélange de classes de diamètre ou d'âge, les peuplements irréguliers pouvant être plus résilients aux aléas naturels (Jacobsen & Helles, 2006). Ces effets de mélange, qui peuvent être positifs ou négatifs, dépendent des essences et du contexte (sol, climat) considérés (Grossiord, 2018).

• L'assurance pour mutualiser le risque

Le partage des risques *via* l'assurance peut être une autre option d'adaptation pour la couverture des pertes économiques. De nombreuses recommandations émergent des accords internationaux, dont le protocole de Kyoto, encouragent les pays à assurer les forêts afin de les protéger contre les risques induits par le changement climatique. En Europe, les marchés d'assurance forestière sont aujourd'hui limités aux risques induits par les aléas tempête et/ou incendie. Plus précisément, seuls 4 % de la surface forestière sont assurés en France (Dossier Sylvassur, 2013). Cette faible couverture caractérise également d'autres pays (Allemagne, Espagne, Slovaquie) et encourage à développer de nouveaux produits d'assurance plus adaptés, en particulier dans un contexte d'accélération du changement climatique.

Des travaux sont donc en cours afin de proposer un nouveau modèle d'assurance forestière (assurance indicielle) pour assurer les pertes de production forestière liées aux sécheresses extrêmes (un nouveau risque dans le marché de l'assurance forestière) en France (Brêteau-Amores *et al.*, 2021). L'assurance indicielle ou paramétrique est classiquement basée sur un indice météorologique. Ici, nous nous basons sur un indice de déficit hydrique du sol tel que présenté au paragraphe "Quantification de l'aléa sécheresse édaphique en forêt". L'indemnisation se déclenche à partir d'un certain seuil de cet indice préalablement défini. Enfin, ce type d'assurance présente certains avantages par rapport à l'assurance classique : une assurance basée sur un indice observable plutôt que sur l'évaluation post-dommages diminue l'asymétrie d'information entre l'assureur et l'assuré, réduisant ainsi les coûts de transaction et permet une indemnisation plus rapide.

Évaluation économique des mesures d'adaptation

Aujourd'hui, ces stratégies d'adaptation (changement de gestion ou assurance) sont peu mises en place. En effet, les propriétaires forestiers se questionnent sur la pertinence de ces stratégies, sachant qu'elles sont coûteuses et que l'évolution du climat est incertaine. C'est pourquoi une analyse économique de ces stratégies en tant que moyens d'adaptation potentiels pour réduire les pertes économiques liées au dépérissement induit par la sécheresse peut éclairer les propriétaires. Or, peu d'études sur l'adaptation des forêts au changement climatique intègrent une approche économique.

Gérer la forêt, un écosystème aux fonctions écologiques variées, dans un contexte de risque tout en tenant compte des contraintes économiques, fait appel simultanément à deux types d'outils. Les outils écologiques permettent d'identifier les pratiques de gestion qui sont bien adaptées au contexte pédo-climatique, grâce à la simulation des fonctions complexes des arbres et de leurs modifications selon les caractéristiques de l'aléa. La quantification de la date d'occurrence, de la durée et de l'intensité de la sécheresse (*cf.* paragraphe "Quantification de l'aléa sécheresse édaphique en forêt") et l'analyse du risque de dommages induits par cet aléa (*cf.* paragraphe "Impact du déficit hydrique sur la croissance primaire et secondaire des arbres") permettent de développer des modèles de croissance forestière afin d'évaluer par simulations différentes stratégies pour le futur. Les outils économiques, tels que l'analyse coût-bénéfice (voir encadré), permettent d'évaluer la pertinence de la mise en place de ces mesures selon différents critères/objectifs. Ces outils demandent également un certain nombre de données en entrée des modèles. L'ensemble des outils mobilisés et des données requises récapitulés dans la figure 1 (p. 309) montrent toute la complexité de l'analyse.

Analyse coût-bénéfice

L'analyse coût-bénéfice (ACB) est un outil d'aide à la décision. En estimant le total des coûts attendus face au total des bénéfices escomptés d'une ou de plusieurs actions, l'ACB permet de déterminer si l'action est rentable, voire si elle est la meilleure parmi les autres.

Dans le secteur forestier, l'ACB se traduit par le critère du bénéfice actualisé en séquence infinie (BASI) de Faustmann communément utilisé, permettant d'estimer la valeur espérée de la forêt sur une infinité de révolutions qui est additionnée (Morel & Terreaux, 1995 ; Peyron & Maheut, 1999) :

$$BASI = \sum_{i=0}^{\infty} \frac{B_i - C_i}{(1+r)^i}$$

où B est le bénéfice lié à la vente de bois, C le coût lié aux opérations sylvicoles, r le taux d'actualisation, i l'âge du peuplement ou durée de la révolution.

Les revenus et les dépenses ont lieu tout au long de la durée de la révolution et sont supposés être au même moment à chaque révolution. L'actualisation (*via* le taux r) permet de ramener la valeur future d'un bien à sa valeur actuelle. Estimer une forêt revient alors à comparer la somme donnée des sources de revenus et de dépenses à l'année actuelle. Enfin, l'avantage du calcul de la valeur de la forêt sur une durée infinie, c'est-à-dire ramener à une utilisation du sol sur une même durée, permet de comparer des projets et gestions avec des durées de révolution différentes.

Le critère du BASI de Faustmann, ne prenant en compte que les coûts et bénéfices liés à la production de bois, a été développé pour considérer d'autres services en plus (ex. stockage de carbone, biodiversité) (critère du BASI d'Hartman).

L'analyse économique nécessite donc le couplage entre les outils écologiques et les outils économiques (figure 1, p. 309). Cette approche multidisciplinaire a permis de tester et de comparer ces différentes stratégies en tant que moyens d'adaptation potentiels pour réduire le risque de dépérissement induit par la sécheresse (Brêteau-Amores *et al.*, 2019 ; Brêteau-Amores *et al.*, 2022). Les coûts et bénéfices économiques de ces stratégies d'adaptation ont été analysés du point de vue du bilan financier du propriétaire forestier privé.

Cette analyse économique des changements de pratiques sylvicoles s'est basée sur deux études de cas régionales : l'une en région Bourgogne-Franche-Comté

(Brèteau-Amores *et al.*, 2019) et l'autre en région Grand Est (Brèteau-Amores *et al.*, 2020 ; Brèteau-Amores *et al.*, 2022). Concernant l'analyse d'une assurance indicielle sécheresse, l'étude a été réalisée à l'échelle nationale (Brèteau-Amores *et al.*, 2021). Les résultats de ces études montrent que l'adaptation est pertinente pour faire face au risque de dépérissement des forêts induit par la sécheresse, qu'elle soit basée sur la gestion forestière ou l'assurance. La combinaison de plusieurs stratégies d'adaptation *via* la gestion forestière est également un moyen pertinent pour adapter les forêts, voire même plus bénéfique pour le propriétaire forestier que de mettre en place chaque stratégie séparément. Cependant, toutes les options d'adaptation ne semblent pas pertinentes. En effet, certaines stratégies sont rentables, tandis que d'autres non. Enfin, une première approche multirisques avec l'intégration du risque tempête en plus du risque sécheresse a montré qu'une stratégie pouvait être appropriée pour adapter les forêts aux deux risques (seuls ou en combinaison), mais aussi pouvait l'être soit uniquement pour l'un des deux risques, soit seulement pour la combinaison des deux (Brèteau-Amores *et al.*, 2020). Ces approches intégrées visant le double enjeu adaptation-atténuation et multirisques devraient être approfondies dans les études futures, ce qui demande une amélioration des connaissances sur le plan écophysologique tout comme une généralisation à l'ensemble du territoire national des évaluations économiques nécessite des données étant peu ou pas disponibles à l'heure actuelle.

CONCLUSION

Plusieurs fronts de recherche sur la sécheresse ont été illustrés dans cet article. Il montre un réel travail d'assemblage d'échelles et d'outils, afin de pouvoir quantifier l'aléa sécheresse, analyser ses impacts selon les différents enjeux et évaluer les leviers d'actions pour y faire face : la figure 1 (p. 309) montre que cet assemblage des fronts et disciplines est nécessaire, mais aussi complexe. En effet, cela demande une approche complémentaire à travers le développement de connaissances par manipulation d'écosystèmes, de réseaux de surveillance à long terme (besoin de financements), ainsi que de modélisation fonctionnelle et spatialisée.

Les résultats décrits dans cet article sont relatifs à des cas d'étude (différentes essences et/ou régions considérées). Leur généralisation demande des connaissances suffisamment développées sur l'aléa sécheresse, la réaction des essences à cet aléa et à différentes sylvicultures, ainsi que sur la conduite des itinéraires sylvicoles et les coûts associés, et ce pour chaque territoire. Ceci encourage à renforcer la collaboration entre différentes disciplines et différents secteurs (gestionnaires et chercheurs forestiers,

ainsi que l'ensemble du secteur forestier) pour faire face et innover, notamment dans un contexte incertain lié au changement climatique. ■

Remerciements

Nous tenons à remercier le MAA à travers ses contributions *via* le DSF, ainsi qu'INRAE (départements ECODIV et EcoSocio, métaprogramme ACCAF), la région Grand Est, le LabEx ARBRE et l'École doctorale 251 sciences de l'environnement (Aix-Marseille Université) pour leurs soutiens financiers à ces projets.

RÉFÉRENCES

- Adams, H.D., Collins, A.D., Briggs, S.P., Vennetier, M., Dickman, L.T., Sevanto, S.A., Garcia-Forner, N., Powers, H.H., & McDowell, N.G. (2015). Experimental drought and heat can delay phenological development and reduce foliar and shoot growth in semiarid trees. *Global Change Biology*, 21(11), 4210-4220. <https://doi.org/10/f7xntd>
- Aussenac, G. (1978). La Sécheresse de 1976 : Influence des déficits hydriques sur la croissance des arbres forestiers. *Revue forestière française*, 30(2), 103-114. <https://doi.org/10.4267/2042/21213>
- Aussenac, G., Granier, A., & Naud, R. (1984). Éclaircie systématique dans un jeune peuplement de Douglas. Modifications microclimatiques et influences sur la croissance. *Revue forestière française*, 36(4), 279-287. <https://doi.org/10.4267/2042/21738>
- Ayari, A., Moya, D., Rejeb, M.N., Ben Mansoura, A., Albouchi, A., De Las Heras, J., Fezzani, T., & Henchi, B. (2011). Geographical variation on cone and seed production of natural *Pinus halepensis* Mill. forests in Tunisia. *Journal of Arid Environments*, 75, 403-410. <https://doi.org/10.1016/j.jaridenv.2011.01.001>
- Badeau, V. (1995). *Étude dendroécologique du Hêtre (Fagus sylvatica L.) sur les plateaux calcaires de Lorraine. Influence de la gestion sylvicole*. Doctorat, Université Henri Poincaré-Nancy 1. [En ligne] http://docnum.univ-lorraine.fr/public/SCD_T_1995_0033_BADEAU.pdf
- Becker, M. (1987). Bilan de santé actuel et rétrospectif du Sapin (*Abies alba* Mill.) dans les Vosges : Étude écologique de dendrochronologique (in French, with English summary). *Annales des Sciences Forestières*, 44(4), 379-401. <https://doi.org/10.1051/forest:19870401>
- Bert, G., Becker, H., & Schipfer, R. (1990). Vitalité actuelle et passée du sapin (*Abies alba* Mill.) dans le Jura. Étude dendroécologique. *Annales des Sciences Forestières*, 47(5), 395-412. <https://doi.org/10.1051/forest:19900501>
- Bertin, S., Balandier, P., Becquey, J., Bonal, D., Bréda, N., Perrier, C., Riou-Nivert, P., & Sevrin, E. (2016). *Le Bilan hydrique des peuplements forestiers. Etat des connaissances scientifiques et techniques-Implications pour la gestion*. RMT Aforce, 190 p. https://www.reseau-aforce.fr/data/ouvrage_bilan_hydrique.pdf
- Bréda, N. (2008). Leaf Area Index. Dans : Jørgensen, S.E., et Faith, B.D. (dir.). *Encyclopedia of Ecology*, vol. 3, 2148-2154. Elsevier Inc. <https://doi.org/10.1016/B978-008045405-4.00849-1>

- Bréda, N. (2023). Vulnérabilité, aléa, adaptation, résilience : des concepts utiles pour analyser, comprendre et gérer les crises sanitaires en forêt. *Revue forestière française*, 74(2), 109-120. <https://doi.org/10.20870/revforfr.2023.7585>
- Bréda, N., & Badeau, V. (2008). Forest tree responses to extreme drought and some biotic events: towards a selection according to hazard tolerance? *Comptes Rendus Geoscience*, 340(9-10), 651-662. <https://doi.org/10.1016/j.crte.2008.08.003>
- Bréda, N., & Peiffer, M. (2014). Vulnerability to forest decline in a context of climate changes: new prospects about an old question in forest ecology. *Annals of Forest Science*, 71, 627-631. <https://doi.org/10.1007/s13595-014-0411-3>
- Bréda, N., Granier, A., & Aussenac, G. (2004). La sécheresse de 2003 dans le contexte climatique des 54 dernières années : Analyse écophysiological et influence sur les arbres forestiers. *Revue forestière française*, 56(2), 109-131. <https://doi.org/10.4267/2042/5081>
- Bréda, N., Huc, R., Granier, A., & Dreyer, E., (2006). Temperate forest trees and stands under severe drought: A review of ecophysiological responses, adaptation processes and long-term consequences. *Annals of Forest Science*, 63(6), 625-644. <https://doi.org/10.1051/forest:2006042>
- Bréda, N., Soudani, K. et Bergonzini, J.C. (2002). *Mesure de l'indice foliaire en forêt*. Paris : ECOFOR. 157 p. ISBN : 2-914770-02-2. <http://www.gip-ecofor.org/mesure-de-lindice-foliaire-en-foret/>
- Brèteau-Amores, S. (2020). *Economic analysis of adaptation options toward drought-induced risk of forest dieback: Financial balance and/or carbon balance*. Université de Lorraine. Thèse de doctorat. <https://theses.hal.science/tel-03106885/>
- Brèteau-Amores, S., Brunette, M., & Davi, H. (2019). An economic comparison of adaptation strategies towards a drought-induced risk of forest decline. *Ecological Economics*, 164, 106294. <https://doi.org/10.1016/j.ecolecon.2019.04.006>
- Brèteau-Amores, S., Brunette, M., François, C., Leblois, A., & Martin-StPaul, N. (2021). Index insurance for coping with drought-induced risk of production losses in French forests. *Working Paper BETA*, 2021-44. <https://www.beta-economics.fr/working-papers/2021-44/>
- Brèteau-Amores, S., Fortin, M., Andrés-Domenech, P., & Bréda N. (2022). Is diversification a suitable option to reduce drought-induced risk of forest dieback? An economic approach focused on carbon accounting. *Environmental Modelling & Assessment*, 27(2). <https://doi.org/10.1007/s10666-022-09821-w>
- Brèteau-Amores, S., Yousefpour, R., Hanewinkel, M., & Fortin, M. (2020). Composition diversification vs. structure diversification: How to conciliate timber production and carbon sequestration objectives under drought and windstorm risks in forest ecosystems. *Working Paper BETA*, 2020-31. <https://www.beta-economics.fr/working-papers/2020-31/>
- Chaste, E., Levillain, J., Badeau, V., Leroy, N., Benard, A., Maurice, D., & Bréda, N. (2023). BILJOU-WEB: Climate services to help diagnose the past drought events in the French forests thanks to soil water balance dataset. Submitted in *Annals of Forest Science*.
- Ciais, P., Reichstein, M., Viovy, N., Granier, A., Ogee, J., Allard, V., Aubinet, M., Buchmann, N., Bernhofer, C., Carrara, A., Chevallier, F., De Noblet, N., Friend, A.D., Friedlingstein, P., Grünwald, T., Heinesch, B., Keronen, P., Knohl, A., Krinner, G., Loustau, D., Manca, G., Matteucci, G., Miglietta, F., Ourcival, J.M., Papale, D., Pilegaard, K., Rambal, S., Seufert, G., Soussana, J.F., Sanz, M.J., Schulze, E.D., Vesala, T., & Valentini, R. (2005). Europe-wide reduction in primary productivity caused by the heat and drought in 2003. *Nature*, 437(7058), 529-533. <https://doi.org/10.1038/nature03972>
- Cochard, H. & Granier, A. (1999). Fonctionnement hydraulique des arbres forestiers. *Revue forestière française*, 51(2), 121-134. <https://doi.org/10.4267/2042/5425>
- Cochard, H., Coste, S., Chanson, B., Guehl, J.M., & Nicolini, E. (2005). Hydraulic architecture correlates with bud organogenesis and primary shoot growth in beech (*Fagus sylvatica*). *Tree Physiology*, 25(12), 1545-1552. <https://doi.org/10.1093/treephys/25.12.1545>
- Dobbertin, M. (2005). Tree growth as indicator of tree vitality and of tree reaction to environmental stress: A review. *European Journal of Forest Research*, 124(4), 319-333. <https://doi.org/10.1007/s10342-005-0085-3>
- Dossier Sylvassur (2013). *Forêts de France*, (564), 18-31.
- Eichhorn, J., Roskams, P., Potočić, N., Timmermann, V., Ferretti, M., Mues, V., Szepesi, A., Durrant, D., Seletković, I., Schröck, H.-W., Nevalainen, S., Bussotti, F., Garcia, P., & Wulff, S. (2020). Part IV: Visual Assessment of Crown Condition and Damaging Agents. Version 2020-3. 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*. + Annex. <http://www.icp-forests.org/manual.htm>
- Fischer, R., Bastrup-Birk, A., Becker, R., Catalayud, V., Dietrich, P., Dise, N., Dobbertin, M., Graf-Pannatier, E., Per, G., Hausmann, T., Hildingsson, A., Lorenz, M., Müller, J., Mues, V., Pavlenda, P., Petriccione, B., Raspe, S., Sanchez-Pena, G., Sanz, M., Ulrich, E., Volz, R., & Wijk, S. (2005). *The Condition of Forests in Europe*. Executive Report, Genève : UNECE. <http://www.icp-forests.org/pdf/ER2005.pdf>
- Forrester, D.I. (2014). The spatial and temporal dynamics of species interactions in mixed-species forests: from pattern to process. *Forest Ecology and Management*, 312, 282-292. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2013.10.003>
- Ganatsas, P., Antonis, M., & Marianthi, T. (2011). Development of an adapted empirical drought index to the Mediterranean conditions for use in forestry. *Agricultural and Forest Meteorology*, 151, 241-250. <http://dx.doi.org/10.1016/j.agrformet.2010.10.011>
- Granier, A., Badeau, V., & Bréda, N. (1995). Modélisation du bilan hydrique des peuplements forestiers. *Revue forestière française*, 47(n° spécial), 59-68. <https://doi.org/10.4267/2042/26719>
- Granier, A., Bréda, N., Biron, P., & Villette, S. (1999). A lumped water balance model to evaluate duration and intensity of drought constraints in forest stands. *Ecological Modelling*, 116, 269-283. [https://doi.org/10.1016/S0304-3800\(98\)00205-1](https://doi.org/10.1016/S0304-3800(98)00205-1)

- Granier, A., & Bréda, N. (2007). Écophysiologie et fonctionnement des écosystèmes forestiers. *Rendez-vous Techniques ONF, hors série 3*, 81-88.
- Granier, A., Reichstein, M., Bréda, N., Janssens, I.A., Falge, E., Ciais, P., Grünwald, T., Aubinet, M., Berbigier, P., Bernhofer, C., Buchmann, N., Facini, O., Grassi, G., Heinesch, B., Ilvesniemi, H., Keronen, P., Knohl, A., Köstner, B., Lagergren, F., Lindroth, A., Longdoz, B., Loustau, D., Mateus, J., Montagnani, L., Nys, C., Moors, E., Papale, D., Peiffer, M., Pilegaard, K., Pita, G., Pumpanen, J., Rambal, S., Rebmann, C., Rodrigues, A., Seufert, G., Tenhunen, J., Vesala, T., & Wang, Q. (2007). Evidence for soil water control on carbon and water dynamics in European forests during the extremely dry year: 2003. *Agricultural and Forest Meteorology*, 143(1-2), 123-145. <https://doi.org/10.1016/j.agrformet.2006.12.004>
- Grossiord, C. (2018). Having the right neighbors: how tree species diversity modulates drought impacts on forests. *New Phytologist*, 228(1), 42-49. <https://doi.org/10/gfs3rf>
- Guttman, N.B. (1991). A sensitivity analysis of the palmer hydrologic drought index. *JAWRA Journal of the American Water Resources Association*, 27(5), 797-807. <https://doi.org/10.1111/j.1752-1688.1991.tb01478.x>
- IPCC (2021). *The Physical Science Basis. Contribution of Working Group I to the Sixth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change* [Masson-Delmotte, V., Zhai, P., Pirani, A., Connors, S.L., Péan, C., Berger, S., Caud, N., Chen, Y., Goldfarb, L., Gomis, M.I., Huang, M., Leitzell, K., Lonnoy, E., Matthews, J.B.R., Maycock, T.K., Waterfield, T., Yelekçi, O., Yu, R., et Zhou, B. (eds.)]. Cambridge, United Kingdom and New York, NY, USA: Cambridge University Press. 2391 p. <https://www.ipcc.ch/report/ar6/wg1/>
- Jacobsen, J.B., & Helles, F. (2006). Adaptive and nonadaptive harvesting in uneven-aged beech forest with stochastic prices. *Forest Policy and Economics*, 8(3), 223-238. <https://doi.org/10.1016/j.forpol.2004.06.004>
- Jactel, H., Nicoll, B.C., Branco, M., Gonzalez-Olabarria, J.R., Grodzki, W., Långström, B., Moreira, F., Netherer, S., Orazio, C., Piou, D., Santos, H., Schelhaas, M.J., Tojic, K., & Vodde, F. (2009). The influences of forest stand management on biotic and abiotic risks of damage. *Annals of Forest Science*, 66(7), 701-701. <https://doi.org/10.1051/forest/2009054>
- Keskitalo, E.C.H. (2011). How can forest management adapt to climate change? Possibilities in different forestry systems. *Forests*, 2(1), 415-430. <https://doi.org/10.3390/f2010415>
- Klein, T., Cohen, S., & Yakir, D. (2011). Hydraulic adjustments underlying drought resistance of *Pinus halepensis*. *Tree Physiology*, 31, 637-648. <https://doi.org/10.1093/treephys/tpq047>
- Landmann, G. (1988). Comment apprécier la vitalité d'un arbre ou d'un peuplement forestier ? *Revue forestière française*, 60(4), 265-284. <https://doi.org/10.4267/2042/25892>
- Landmann, G., Bréda, N., Houllier, F., Dreyer, E., & Flot, J.L. (2003). Sécheresse et canicule de l'été 2003 : Quelles conséquences pour les forêts françaises ? *Revue forestière française*, 55(4), 299-308. <https://doi.org/10.4267/2042/5195>
- Landmann, G., Nageleisen, L.M., & Ulrich, E. (1998). De nouveaux éléments en faveur d'un glissement récent d'origine méthodologique dans l'appréciation visuelle des cimes des feuillus. *Les Cahiers de DSF*, (1), 74-76.
- Landmann, G., Pierrat, J., & Nageleisen, L.M. (1999). 1995-97 : période de réajustement à la hausse de la notation de l'état des cimes des arbres forestiers en France. *Les Cahiers de DSF*, (1), 66.
- Legay, M., Ginisty, C., & Bréda, N. (2006). Que peut faire le gestionnaire forestier face au risque de sécheresse ? *Rendez-vous Techniques de l'ONF*, (11), 35-40.
- Massonnet, C., Chuste, P.A., Levillain, J., Geremia, F., Silva, D.E., Maillard, P., Dreyer, E., Dupouey, J.L., & Bréda, N. (2021). Leafy season length is reduced by a prolonged soil water deficit but not by repeated defoliation in beech trees (*Fagus sylvatica* L.): Comparison of response among regional populations grown in a common garden. *Agricultural and Forest Meteorology*, 297, 108228. <https://doi.org/10.1016/j.tplants.2014.10.008>
- McDowell, N.G., Coops, N.C., Beck, P.S.A., Chambers, J.Q., Gangogadagamage, C., Hicke, J.A., Huang, C.Y., Kennedy, R., Krofcheck, D.J., Litvak, M., Meddens, A.J.H., Muss, J., Negrón-Juarez, R., Peng, C., Schwantes, A.M., Swenson, J.J., Vernon, L.J., Williams, A.P., Xu, C., Zhao, M., Running, S.W., & Allen, C.D. (2015). Global satellite monitoring of climate-induced vegetation disturbances. *Trends in Plant Science*, 20, 114-123. <https://doi.org/10.1016/j.tplants.2014.10.008>
- Meyer, S.J., Hubbard, K.G., & Wilhite, D.A. (1993). A crop-specific drought index for corn: II. Application in drought monitoring and assessment. *Agronomy Journal*, 85(2), 396-399. <https://doi.org/10.2134/agronj1993.00021962008500020041x>
- Mirault, J., & Regad, J. (1992). La Santé des forêts méditerranéennes après deux années consécutives de sécheresse. Dossier : Les feux de forêt et la sécheresse en 1990. *Forêt Méditerranéenne*, 13(1), 26-30.
- Morel, M., & Terreaux, J.P. (1995). L'Estimation de la valeur des forêts à travers un exemple : entre simplification abusive et complexité du réel. *Revue forestière française*, 47(2), 151-161. <https://doi.org/10.4267/2042/26639>
- Moreno, M., Simioni, G., Cailleret, M., Ruffault, J., Badel, E., Carrière, S., Davi, H., Gavinet, J., Huc, R., Limousin, J.M., Marloie, O., Martin, L., Rodríguez-Calcerrada, J., Vennetier, M., & Martin-StPaul, N. (2021). Consistently lower transpiration, tree conductance and growth over nine years of rainfall exclusion in a Mediterranean mixed pine-oak forest. *Agricultural and Forest Meteorology*, 308-309. <https://doi.org/10.1016/j.agrformet.2021.108472>
- Nageleisen, L.M. (2005). Dépérissement du Hêtre : Présentation d'une méthode symptomatologique de suivi. *Revue forestière française*, 57(2), 255-262. <https://doi.org/10.4267/2042/5041>
- Pauly, H., & Belrose, V. (2004). Sécheresse et canicule de l'été 2003 : observation en 2004 des conséquences sur les peuplements forestiers adultes. *Résultats détaillés pour les essences feuillues, Département de la Santé des Forêts, Bilan de la santé des forêts*, 1-8.
- Peyron, J.L., & Maheut, J. (1999). Les Fondements de l'économie forestière moderne: le rôle capital de Faustmann, il y a 150 ans, et celui de quelques-uns de ses précurseurs et suc-

- cesseurs. *Revue forestière française*, 51(6), 679-698. <https://doi.org/10.4267/2042/5479>
- Prévosto, B. (2013). *Le Pin d'Alep en France : 17 fiches pour connaître et gérer*. Éditions Quae. 160 p.
- Soubeyroux, J.-M., Dubuisson, B., Josse, P., Regimbeau, M., Ribes, A., & Sorel, M. (2023). Changement climatique et extrêmes récents dans l'est de la France. *Revue forestière française*, 74(2), 143-149.
- Swoboda, M., & Fuchs, B.A. (2016). *Manuel des indicateurs et indices de sécheresse. Programme de gestion intégrée des sécheresses*. Integrated Drought Management Programme Tools and Guidelines, Série 2, Genève. Organisation météorologique mondiale (OMM), Partenariat mondial pour l'eau (GWP), OMM-N° 1173, pp. 45.
- Tallieu, C. (2020). *Analyse spatiale et temporelle du déficit foliaire et de la croissance radiale sur le réseau systématique de suivi des dommages forestiers*. Université de Lorraine. Thèse de doctorat.
- Tallieu, C., Badeau, V., Allard, D., Nageleisen, L.M., & Bréda, N. (2020). Year-to-year crown condition poorly contributes to ring width variations of beech trees in French ICP level I network. *Forest Ecology and Management*, 465, 118071. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2020.118071/>
- Tarpley, J.D., Schneider, S.R., & Money, R.L. (1984). Global vegetation indices from the NOAA-7 meteorological satellite. *Journal of Climate and Applied Meteorology*, 23(3), 491-494. [https://doi.org/10.1175/1520-0450\(1984\)023%3C0491:GVI-FTN%3E2.0.CO;2](https://doi.org/10.1175/1520-0450(1984)023%3C0491:GVI-FTN%3E2.0.CO;2)
- Vennetier, M., Borgniet, L., Thaabet, A., Gadbin-Henry, C., Ripert, C., Vila, B., Prévosto, B., Esteve, R., Martin, W., & N'Diaye, A. (2008). Impact de la canicule 2003 sur les peuplements résineux de la région PACA. Rapport final, IRSTEA. 22 p. <https://hal.inrae.fr/hal-02591007/document>
- Vennetier, M., Girard, F., Didier, C., Ouarmim, S., Ripert, C., Misson, L., Esteve, R., Martin, W., & Ndyaye, A. (2011). Adaptation phénologique du Pin d'Alep au changement climatique. *Forêt Méditerranéenne*, 32(2), 151-167. <https://hal.archives-ouvertes.fr/hal-00649908/>
- Vidal, J.P., Martin, E., Franchistéguy, L., Baillon, M., & Soubeyroux, J.M. (2010). A 50-year high-resolution atmospheric reanalysis over France with the Safran system. *International Journal of Climatology*, 30(11), 1627-1644. <https://doi.org/10.5194/hess-14-459-2010>