

3.5 Modifications potentielles de la surface terrière à l'échelle du peuplement dans le contexte des changements climatiques

Nicolas Bircher¹, Maxime Cailleret¹, Andreas Zingg² et Harald Bugmann¹

¹ Eidg. Technische Hochschule ETH Zürich, Zurich

² Institut fédéral de recherches sur la forêt, la neige et le paysage WSL, Birmensdorf

Correspondance : harald.bugmann@env.ethz.ch

La croissance des arbres à l'échelle du peuplement est un révélateur de la productivité de la forêt qui permet de mesurer nombre de biens et services de l'écosystème forestier sollicités par l'homme. Lorsque la croissance des peuplements se modifie, il faut souvent adapter l'exploitation de la forêt pour assurer son caractère durable. Ces dernières décennies, la productivité de la forêt en Europe a augmenté sous l'influence des changements climatiques d'origine anthropique. Comme il n'est pas certain que l'on puisse utiliser les conclusions tirées du passé pour évaluer le développement futur des peuplements, de nouvelles approches sont nécessaires. Ainsi, un modèle de dynamique forestière a été utilisé pour étudier la sensibilité de 71 peuplements typiques de Suisse aux changements climatiques du XXI^e siècle, tout en tenant compte de la gestion forestière actuelle. Les simulations montrent que la plupart des peuplements ne réagiront pratiquement pas jusqu'au milieu du siècle, mais que la surface terrière à basse altitude diminuera avec les nouvelles conditions climatiques vers la fin du siècle, en particulier à cause du recul de l'épicéa et du hêtre. À haute altitude, la croissance des arbres sera en revanche plus importante et pourrait être renforcée par des mesures de gestion forestière telles que pratiquées aujourd'hui. Bien que la sensibilité des peuplements forestiers soit principalement liée à l'altitude, leur réaction dépend de beaucoup d'autres facteurs comme le climat régional, les conditions pédologiques locales et la composition en essences forestières. Si cette approche tient suffisamment compte des conditions stationnelles dans l'analyse, elle permet non seulement d'évaluer le développement des peuplements mais aussi de planifier la gestion forestière future.

L'accroissement du peuplement comme indice de la productivité de la forêt

La croissance du peuplement (p. ex. croissance en hauteur ou croissance radiale) est un paramètre clé pour la gestion et l'exploitation de la forêt. L'accroissement, c'est-à-dire la modification de la surface terrière, de la hauteur, du volume ou de la biomasse d'un peuplement (KAHLE *et al.* 2008), est un bon indice de la productivité (SPIECKER *et al.* 1996) et par conséquent une mesure adéquate de nombre de biens et services que l'homme sollicite de cet écosystème. C'est le cas notamment de la production de bois qui, dans la sylviculture durable, vise à exploiter complètement l'accroissement (SCHÜTZ 1999). De même, l'accroissement détermine si un peuplement absorbe ou rejette du carbone et donc s'il fonctionne comme puits ou comme source de CO₂. Enfin, la modification de la croissance des peuplements a aussi un impact sur la composition et la structure d'une forêt, dont dépendent d'autres fonctions majeures, comme la protection contre les dangers naturels ou la régulation du régime hydrique qui détermine le potentiel de l'écosystème forestier à servir de réservoir d'eau potable.

Les données de croissance des arbres permettent d'adapter suffisamment tôt la gestion et l'exploitation des forêts dans le but d'obtenir ou de conserver durablement certaines de leurs structures ou prestations (KAHLE *et al.* 2008). Compte tenu des changements climatiques prévus pour le XXI^e siècle et des modifications attendues de la dynamique forestière, il est donc important de disposer d'estimations fiables sur leurs conséquences au niveau de la croissance des peuplements dans les forêts suisses (RIGLING *et al.* 2008).

Les émissions anthropiques de gaz à effet de serre sont la cause la plus vraisemblable des changements climatiques (IPCC 2014) auxquels les forêts européennes sont exposées depuis quelques décennies (PRETZSCH *et al.* 2014). Les modifications de la croissance forestière observées jusqu'à présent peuvent donc fournir des indications impor-

tantes sur la réaction possible des peuplements aux futures modifications de l'environnement et doivent être prises en compte dans les analyses prospectives. Plusieurs sources de données peuvent être utilisées pour l'analyse rétrospective de l'accroissement à l'échelle du peuplement (SPIECKER *et al.* 1996); on peut citer notamment les expérimentations à long terme sur les placettes d'essai pour l'étude de la croissance et de la production (encadré 3.5.1), les inventaires forestiers nationaux et les données à haute résolution sur des arbres individuels, comme la largeur des cernes. Bien que les cernes ne permettent pas de tirer des conclusions significatives sur l'accroissement à l'échelle du peuplement, elles fournissent de précieuses indications sur son histoire. À ces méthodes éprouvées sont venues récemment s'ajouter des techniques de télédétection (p. ex. analyses de la croissance de la forêt sur la base de données satellitaires; PIAO *et al.* 2011).

Les études fondées sur les données rétrospectives et actuelles montrent en général une tendance positive en ce qui concerne la productivité des forêts européennes au XX^e siècle (p. ex. SPIECKER *et al.* 1996; LINDNER *et al.* 2014). Se basant sur des données provenant de placettes d'essai pour l'étude de la croissance et de la production, PRETZSCH *et al.* (2014) ont constaté une augmentation de l'accroissement du volume dans les forêts d'Europe centrale due aux changements climatiques. RUIZ-BENITO *et al.* (2014) ont estimé que la surface terrière augmente d'environ 4,6% par an dans ces forêts.

Le stockage de carbone dans la biomasse sur pied des forêts européennes a presque doublé au cours des 50 dernières années (CIAIS *et al.* 2008); plus précisément, il augmente de 0,1 à 0,15 gigatonne par an, selon des estimations de DE VRIES *et al.* (2006). Les forêts européennes jouent donc un rôle notable comme puits de carbone et ce potentiel n'est certainement pas encore entièrement mis à profit (CIAIS *et al.* 2008).

Même si la modification de la croissance d'un peuplement (surface terrière, volume) peut être due

à différents facteurs, comme la baisse de l'intensité d'exploitation, les apports azotés, la hausse des températures ou l'augmentation de la concentration en CO₂ (p. ex. KAHLE *et al.* 2008; BELLASSEN *et al.* 2011), la contribution de chacun de ces facteurs n'est pas encore totalement connue (cf. DE VRIES *et al.* 2006; BELLASSEN *et al.* 2011; PRETZSCH *et al.* 2014). Il n'est pas certain non plus que ces mêmes facteurs puissent toujours contrôler l'accroissement forestier futur (ZIMMERMANN et BUGMANN 2008) et conserver l'importance qu'ils ont aujourd'hui. Des études récentes laissent du moins douter que les expériences passées puissent permettre de tirer direc-

tement des conclusions sur la future croissance de la forêt. De plus en plus d'observations remettent en question la continuité à long terme des peuplements forestiers actuels (p. ex. ALLEN *et al.* 2010; RIGLING *et al.* 2013) et des tendances de croissance observées (p. ex. SCHMID *et al.* 2006; PIAO *et al.* 2011; NABUURS *et al.* 2013) dans une grande partie de l'Europe. Ceci tend à corroborer que les forêts ne réagiront pas de façon linéaire dans le temps ou dans l'espace aux futures modifications de l'environnement comme celles liées aux changements climatiques (p. ex. JUMP *et al.* 2006; MACIAS *et al.* 2006; PIAO *et al.* 2011), mais seront fonction de la variabi-

Encadré 3.5.1. Sources de données

Placettes d'essai pour l'étude de la croissance et de la production

Les placettes d'essai pour l'étude de la croissance et de la production servent à réaliser des études de cas ou des expérimentations dans les peuplements forestiers sur des questions concernant la croissance des arbres individuels ou du peuplement. Tous les arbres qui ont atteint ce que l'on appelle un seuil d'inventaire (selon la question étudiée ce sera à partir d'un diamètre à hauteur de poitrine (DHP) de 0,1 à 8,0 cm) sur une surface clairement délimitée sont marqués (numérotés), positionnés (coordonnées), mesurés (DHP, hauteur) et caractérisés, ce qui permet de suivre exactement l'évolution des arbres et des peuplements, parfois sur de longues périodes (> 100 ans). Il existe actuellement 131 placettes d'essai en Suisse comptant au total 391 parcelles distinctes, pour une surface totale de 129,5 ha. Les données dont on dispose sur la croissance des peuplements forestiers en Suisse ont été relevées sur un nombre plus élevé de placettes, où les observations ont entretemps été achevées.

Inventaire forestier national

Les inventaires forestiers nationaux servent à assurer un monitoring de certains biens et services forestiers. Ils visent le plus souvent à quantifier le matériel sur pied (volume de bois) et l'accroissement pour la planification forestière. Il peut s'agir d'inventaires pied à pied ou d'inventaires par échantillonnage. L'Inventaire forestier national suisse recense l'état de la forêt et la croissance ainsi que de nombreuses variables liées à la forêt comme la biodiversité au moyen de relevés par échantillonnage effectués à intervalles réguliers depuis 1984. Les résultats forment notamment une pierre angulaire de la politique forestière suisse.

Cernes

Dans les régions tempérées, les propriétés des cernes reflètent les conditions de croissance des arbres individuels. Lorsque l'on considère la moyenne de la largeur des cernes sur un grand nombre d'arbres, les facteurs qui influencent la croissance des arbres individuels (p. ex. santé de l'arbre, rapports de concurrence) passent au second plan et on peut tirer des conclusions sur les principaux facteurs d'influence de la croissance des arbres, notamment les conditions météorologiques annuelles, autrement dit le climat. Cette méthode permet aussi de procéder à des reconstructions climatiques. On utilise pour cela des carottes prélevées sur les arbres sur pied vivants ou morts ou des rondelles d'arbres exploités. La mesure exacte des cernes est ensuite effectuée en laboratoire.

Pertinence des différentes sources de données

Les placettes d'essai pour l'étude de la croissance et de la production permettent de connaître exactement les modifications d'un peuplement forestier et des arbres individuels pour une station donnée, ce qui n'est pas le cas des autres méthodes de relevé. La valeur informative de ces placettes dépasse celle des inventaires par échantillonnage comme l'IFN ou les inventaires cantonaux, mais elle n'est pas, comme ces derniers, représentative pour une grande échelle. Les expérimentations (p. ex. avec des plans en blocs) constituent une méthode encore plus performante, mais très onéreuse. L'analyse des cernes sur les carottes ou les rondelles d'arbres exploités permet d'augmenter la résolution temporelle, qui est normalement de 5 à 10 ans. À elles seules, les données de cernes sont peu utiles pour étudier les modifications à l'échelle du peuplement.

lité stationnelle à l'échelle locale (RAIS *et al.* 2014 ; RUIZ-BENITO *et al.* 2014).

L'évaluation de la future réaction des forêts suisses aux changements climatiques nécessite donc des méthodes qui permettent de reproduire les processus de la dynamique forestière comme la régénération ou la croissance dans des conditions environnementales nouvelles ou changeantes. Dans le même temps, ces méthodes doivent s'appliquer à une petite échelle, en l'occurrence celle du peuplement, pour tenir compte des « forces motrices » de la dynamique forestière, exigence que remplissent les modèles dynamiques de végétation (voir encadré 3.5.2). Ils permettent d'évaluer le développement des peuplements forestiers même dans des conditions environnementales changeantes (PRENTICE *et al.* 2007 ; FONTES *et al.* 2010).

Encadré 3.5.2. Modèles dynamiques de végétation

Les modèles dynamiques de végétation simulent la réaction des plantes aux facteurs biotiques (p.ex. concurrence, perturbations) et abiotiques (p.ex. propriétés du sol, climat) au cours du temps (HARTIG *et al.* 2012). Ils permettent de simuler les modifications des populations végétales causées par des conditions environnementales changeantes (PRENTICE *et al.* 2007 ; FONTES *et al.* 2010).

Le modèle de dynamique forestière ForClim utilisé ici simule la régénération, la croissance et la mortalité des arbres individuels à un rythme annuel (BUGMANN 1996). La probabilité de régénération et la croissance effective de 30 essences d'Europe centrale est évaluée au moyen d'indices bioclimatiques comme la température hivernale minimale, la somme des degrés-jours ou un indice de sécheresse, calculés à partir de valeurs climatiques locales sur le long terme (température et précipitations) et d'un petit nombre de paramètres spécifiques à la station (capacité de rétention d'eau du sol, exposition et inclinaison du versant ; RASCHE *et al.* 2011). Les changements climatiques peuvent être simulés en modifiant graduellement la température et les précipitations moyennes. Ces processus de dynamique forestière sont simulés sur un grand nombre de petites surfaces indépendantes les unes des autres (*patches*), dont la taille est choisie pour que la diversité en taille des arbres soit représentative de la réalité. Dans l'étude présentée ici, un *patch* a une surface de 500 m² (égale à la surface pour le

Le présent chapitre se concentre sur les résultats d'une étude de simulation (BIRCHER *et al.* en prép.) consacrée à la sensibilité aux changements climatiques de peuplements forestiers typiques de Suisse (encadré 3.5.3), et les place dans un contexte plus large en lien avec d'autres travaux sur ce thème. Cette étude ne vise pas à quantifier les processus de transformation en tant que tels (c.-à-d. l'accroissement) sous l'effet des changements climatiques, mais entend présenter les différences de surface terrière des peuplements à des moments précis. D'un point de vue méthodologique, la sensibilité d'un peuplement a été définie comme la différence entre sa surface terrière projetée sous l'effet des changements climatiques (c.-à-d. avec un modèle climatique) et sa surface terrière projetée avec le climat actuel à un moment précis de la simulation (p.ex. en 2100). Cette

relevé des arbres individuels dans l'Inventaire forestier national suisse, IFN). Les arbres sont en concurrence les uns avec les autres uniquement pour la lumière grâce à la prise en compte de la structure verticale du peuplement. La position horizontale d'un arbre à l'intérieur du *patch* n'est pas prise en compte. Les propriétés d'un peuplement sont obtenues en calculant la moyenne entre tous les *patches*.

À l'origine, ForClim a été développé pour réaliser des analyses qualitatives de processus de dynamique forestière à long terme et des structures de peuplement qui en résultent à l'état d'équilibre (« végétation potentiellement naturelle ») le long de gradients climatiques. Depuis, ce modèle a été affiné pour réaliser des évaluations quantitatives du développement de peuplements concrets à partir de données sur les arbres individuels, p.ex. venant d'inventaires forestiers (p.ex. WEHRLI *et al.* 2005). Il a été testé avec succès avec des données empiriques (p.ex. RASCHE *et al.* 2011 ; RASCHE *et al.* 2012 ; BIRCHER 2015 ; BIRCHER *et al.* 2015 a). Depuis peu, l'implémentation de pratiques de gestion forestière courantes en Suisse permet d'utiliser le modèle de manière satisfaisante dans un grand nombre de peuplements gérés (RASCHE *et al.* 2011 ; SCHMID *et al.* 2015).

Encadré 3.5.3. Stratification de l'aire forestière suisse

La stratification – dans le cas présent la répartition systématique de points d'inventaire forestier en groupes – avait pour objectif d'identifier des types de forêt fréquents en Suisse au moyen d'attributs reconnus et couramment utilisés pour caractériser les peuplements (BIRCHER 2015). Elle devait aussi se faire à partir de données qui permette d'initialiser les peuplements forestiers identifiés dans le modèle de succession ForClim (encadré 3.5.2). L'Inventaire forestier national suisse (IFN) offrait pour cela les conditions nécessaires : chaque placette classée comme « forêt normale » (point IFN) est caractérisée par 1) un jeu d'attributs du peuplement (p. ex. structure verticale, degré de recouvrement, âge du peuplement, etc.) relevés sur une surface de 50x50 m, et 2) des données sur les arbres individuels (DHP, essence, etc.), relevées sur un cercle de 200 ou de 500 m² autour du centre de la placette (KELLER 2011).

La stratification a été effectuée à partir des données du troisième Inventaire forestier national (IFN 3 ; WSL 2011). Les placettes IFN ont été regroupées par écorégion et étage de

végétation tels que les définit le guide Gestion durable des forêts de protection NaiS (NaiS ; FREHNER *et al.* 2005). Les étages de végétation ayant trop peu de points IFN (< 10 %) dans leur écorégion n'ont pas été retenus (BIRCHER 2015 ; SCHMID *et al.* 2015). Les placettes IFN ont ensuite été regroupées par stade de développement et par structure verticale du peuplement. Les combinaisons avec les plus fortes proportions de placettes IFN à l'intérieur d'un étage de végétation et d'une écorégion ont ensuite été définitivement retenues. La stratification est expliquée en détail dans SCHMID *et al.* (2015) et BIRCHER (2015).

Cette stratification a permis de déterminer 71 peuplements types, répartis entre 7 écorégions et 8 étages de végétation, qui englobent près de 25 % de tous les points IFN en forêt (BIRCHER *et al.* 2015 b). Les données sur les arbres individuels (DHP, essence) de tous les points IFN appartenant à un type ont été utilisées pour caractériser les peuplements et lancer ForClim.

étude avait pour but 1) de déterminer la sensibilité de ces peuplements forestiers a) dans les différentes écorégions et b) aux différents étages de végétation de Suisse (voir encadré 3.5.3) et c) aussi bien en l'absence de gestion qu'en supposant que la gestion actuelle est poursuivie ; 2) d'évaluer l'évolution de différentes essences à l'échelle du peuplement ; 3) de discuter du lien entre les différentes propriétés des stations et des peuplements forestiers et leur sensibilité aux changements climatiques.

Simulation du futur développement des peuplements

Le futur développement de 71 peuplements typiques (BIRCHER *et al.* 2015 b), caractéristiques de différentes écorégions et de différents étages de végétation de l'aire forestière suisse (encadré 3.5.3), a été simulé jusqu'en 2100 avec le modèle de dynamique forestière ForClim (encadré 3.5.2 ; BIRCHER *et al.* en prép.). Les simulations ont été réalisées avec et sans prise en compte de la ges-

tion forestière actuelle. Elles ont également fait la distinction entre peuplements réguliers et irréguliers pour déterminer les interventions forestières, et ont tenu compte de l'étage de végétation pour déterminer l'intensité et la fréquence des exploitations. Toutes les simulations se sont fondées uniquement sur l'hypothèse de régénération naturelle. Le développement des peuplements types dans les conditions climatiques modifiées du XXI^e siècle a été simulé avec onze modèles climatiques basés sur le scénario d'émissions relativement élevées GIEC A2 (CH2011 2011 ; FISCHER *et al.* 2016). Selon la saison et la région, la hausse de température variait entre 2,1 et 6,7 °C et la modification des précipitations entre -42 et +5 %. La comparaison des simulations a ensuite été réalisée en utilisant l'hypothèse d'une persistance du climat actuel comme référence (défini par les moyennes et la variabilité de la température et des précipitations sur la période 1980–2009).

Pour chaque peuplement, les différences entre la surface terrière simulée avec le climat actuel et celles simulées sous changements climatiques ont été calculées pour les années 2060 et 2100

Croissance du peuplement

(voir le schéma de la fig. 3.5.1). Onze différences de surfaces terrières ont été déterminées à partir des onze modèles climatiques, et la moyenne de ces différences a été calculée pour obtenir la sensibilité moyenne du peuplement aux changements climatiques. On a ensuite calculé la sensibilité relative pour la surface terrière d'un peuplement (c.-à-d. l'accumulation de toutes les parts de surface terrière des différentes essences). Une sensibilité relative de +5% signifie par exemple que, l'année en question, un type de peuplement atteint en moyenne une surface terrière 5% plus grande avec les changements climatiques qu'avec un climat inchangé. Les différences de surface terrière et les sensibilités moyennes qui en résultent ont été calculées séparément pour les simulations avec et sans gestion.

Le même procédé a été utilisé pour quantifier la sensibilité de différentes essences. Pour cela, ce

sont les différences absolues, et non relatives, de surface terrière qui ont été retenues, avec focus sur l'année 2100, puisque la modification de la composition en essences est plus lente que la modification de l'accroissement des peuplements.

L'influence des différentes propriétés de station et de peuplement sur la sensibilité des peuplements typiques aux changements climatiques a été étudiée au moyen de modèles linéaires mixtes. La sensibilité moyenne des peuplements était la variable dépendante (c.-à-d. la variable à expliquer). Les variables explicatives comprenaient l'altitude, la capacité au champ utile, le nombre initial d'essences, la part de l'épicéa (*Picea abies*), du hêtre (*Fagus sylvatica*) et du sapin (*Abies alba*) au début de la simulation, le stade de développement (DHP_{dom}) et un indice révélant la structure verticale du peuplement (cf. BIRCHER *et al.* en prép.).

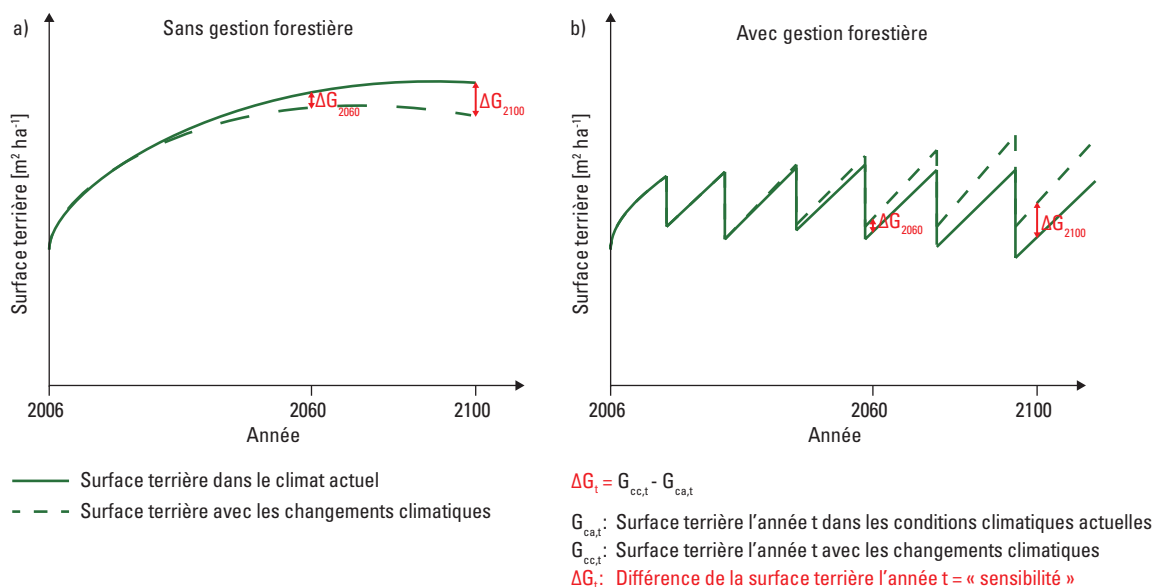


Figure 3.5.1. Représentation schématique de l'évolution de la surface terrière et de la sensibilité calculée (ΔG_t) d'un peuplement typique aux changements climatiques. La sensibilité correspond à la différence, pour une année donnée, entre la surface terrière dans les conditions prévues par l'un des onze modèles climatiques et la surface terrière dans le climat actuel. La sensibilité moyenne correspond à la moyenne des différences calculées pour les onze modèles. Elle a été calculée pour des simulations sans gestion forestière (a) et avec gestion forestière (b). Dans l'exemple a), ΔG est représenté négativement. Dans ce cas, la surface terrière de ce peuplement forestier serait réduite par les changements climatiques. Dans b), c'est le cas inverse qui est représenté.

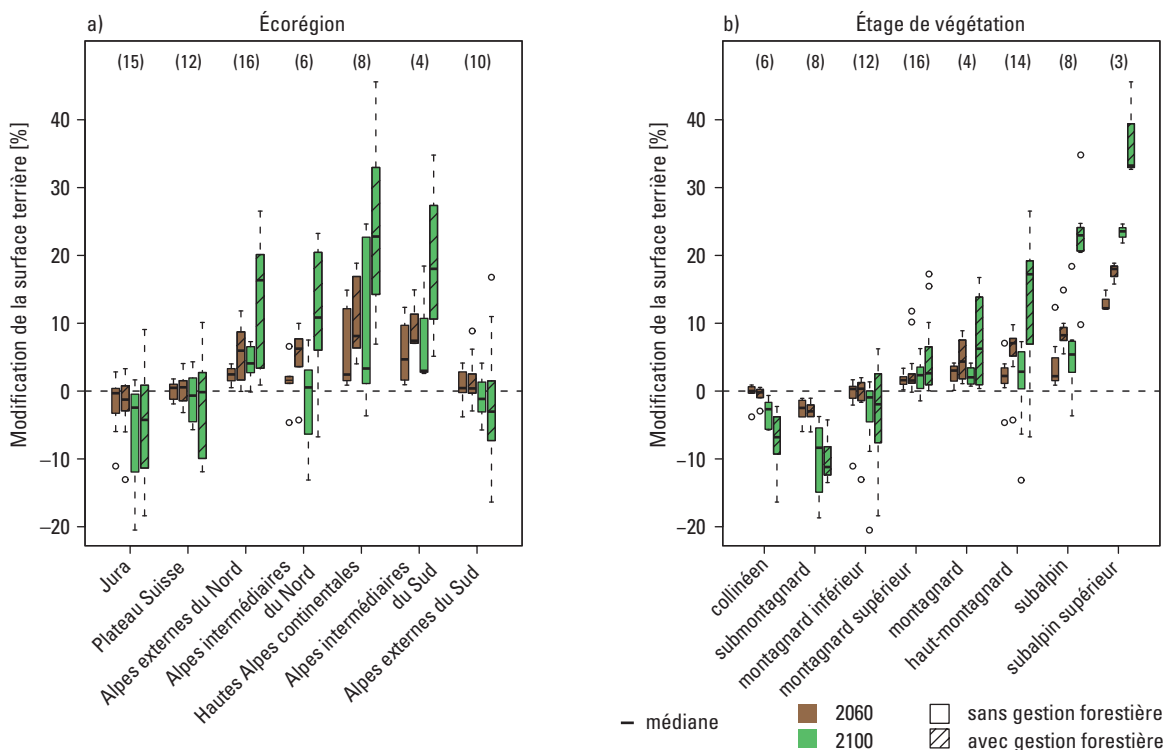


Figure 3.5.2. Les diagrammes en boîte montrent la sensibilité moyenne (modification relative de la surface terrière entre le climat futur et le climat actuel) des peuplements types pour toutes les écorégions (a) et tous les étages de végétation (b). Les valeurs sont représentées pour 2060 et 2100 avec et sans gestion forestière. Les valeurs supérieures à zéro signifient une augmentation relative de la surface terrière avec les changements climatiques par rapport au climat actuel. Les valeurs négatives indiquent une diminution de la surface terrière. Les chiffres entre parenthèses indiquent le nombre des peuplements typiques.

Les peuplements typiques de la forêt suisse face aux changements climatiques: aperçu selon les écorégions et les étages de végétation

Sensibilité moyenne des peuplements forestiers

En 2060, les peuplements sans gestion forestière présentent en moyenne des réactions minimales aux changements climatiques. La surface terrière se modifie à peine dans le Jura (médiane de la sensibilité moyenne: $-0,31\%$), sur le Plateau suisse¹ ($+0,48\%$) et dans les Alpes externes du

Sud¹ ($+0,44\%$). Dans les autres écorégions, elle s'accroît jusqu'à $+4,7\%$ (fig. 3.5.2a). On constate une évolution semblable si l'on considère la différence de surface terrière séparément par étage de végétation (fig. 3.5.2b). Seul l'étage submontagnard enregistre une diminution ($-2,5\%$). La surface terrière augmente légèrement entre l'étage montagnard supérieur et l'étage subalpin ($+1,6\%$) et nettement à l'étage subalpin supérieur ($+12,2\%$).

En 2100, l'influence des changements climatiques est plus marquée: avec les nouvelles conditions climatiques, la surface terrière des peuplements est en moyenne inférieure dans le Jura ($-2,44\%$), sur le Plateau suisse ($-0,7\%$) et dans les Alpes externes du Sud ($-1,2\%$) qu'avec un climat

¹ Les régions discutées ici correspondent aux écorégions définies dans le guide Gestion durable des forêts de protection Nais FRETNER *et al.* (2005).

Croissance du peuplement

inchangé. Dans les autres régions, la surface terrière moyenne affiche par contre une évolution positive. La différence la plus nette est observée dans les Alpes externes du Nord (+4,1%), alors qu'elle est plutôt faible dans les Alpes intermédiaires du Nord (+0,5%). La réaction des peuplements forestiers aux changements climatiques suit donc un modèle différent aussi selon les étages de végétation. À basse altitude, la surface terrière est réduite avec les changements climatiques (étages collinéen -2,7%, submontagnard -8,4% et montagnard inférieur -1,0%). Le recul le plus important se constate à l'étage submontagnard dans le Jura (-14,9%). En altitude, la surface terrière augmente en 2100 avec les changements climatiques, de manière très marquée entre l'étage subalpin (+5,4%) et l'étage subalpin supérieur (+23,5%).

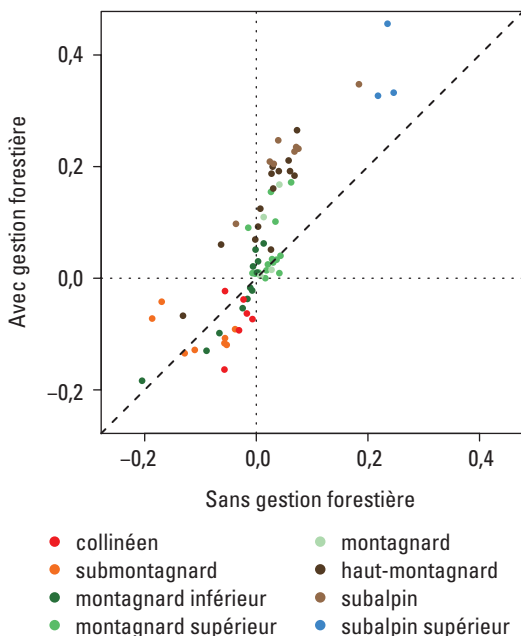


Figure 3.5.3. Sensibilité moyenne (modification relative de la surface terrière entre le climat futur et le climat actuel) pour tous les peuplements typiques (points) dans les simulations avec gestion forestière (axe x) et sans gestion forestière (axe y) pour l'année 2100. Un point situé exactement sur la ligne en pointillé signifie que la modification de la surface terrière est similaire avec ou sans exploitation. Modifié d'après BIRCHER *et al.* (2015b).

La diminution de la surface terrière avec les changements climatiques par rapport au climat actuel est encore plus forte dans la simulation avec gestion forestière, en particulier en 2100 (p. ex. dans le Jura et les Alpes externes du Sud ; fig. 3.5.3). Il en va de même pour les étages de végétation où la surface terrière présente un bilan négatif (collinéen, submontagnard, montagnard inférieur). En revanche, dans certaines régions (en particulier les Alpes externes du Nord, les Hautes Alpes et les Alpes intermédiaires du Sud) et à certains étages de végétation (en particulier haut-montagnard, subalpin et subalpin supérieur), la gestion amène une augmentation de la surface terrière moyenne.

Influence des propriétés de la station et du peuplement sur la sensibilité aux changements climatiques

L'altitude moyenne, la capacité moyenne de rétention en eau du sol et la part initiale de l'épicéa sont étroitement liées à la sensibilité aux changements climatiques des peuplements (tab. 3.5.1) : plus l'altitude est élevée, plus il est probable que la surface terrière en 2100 sera plus grande avec les changements climatiques qu'avec un climat inchangé. Lorsque la capacité de rétention en eau du sol (capacité au champ utile) est élevée, la surface terrière diminue moins sous l'effet des changements climatiques, autrement dit les chances pour qu'elle s'accroisse augmentent. Plus la part d'épicéa est élevée dans un peuplement actuel, plus la surface terrière diminue avec les changements climatiques. Le même effet s'observe – bien que dans une moindre mesure – pour la part initiale du hêtre lorsqu'il n'y a pas de gestion forestière. Par contre, dans la variante avec gestion forestière, l'état actuel de développement du peuplement forestier, exprimé par le diamètre à hauteur de poitrine moyen des 100 plus gros arbres par hectare (DHP_{dom}), gagne en importance : plus le DHP_{dom} actuel d'un peuplement type est grand, plus il est probable que sa surface terrière aug-

mente avec le changement climatique que sans. Des différences considérables apparaissent entre écorégions, celles-ci étant moins marquées dans les simulations avec gestion que sans intervention forestière (BIRCHER *et al.* en prép.).

Accroissement des essences à l'échelle du peuplement

Pour les résineux, la simulation ne prédit en moyenne pas de différence importante pour la surface terrière du sapin avec les changements climatiques d'ici à 2100 (fig. 3.5.4), que ce soit avec ou sans gestion forestière. La surface terrière de l'épicéa diminue par contre dans la plupart des régions (médiane de la modification absolue de la surface terrière: $-1,7$ à $-0,1$ m^2 ha^{-1}), à l'exception des Alpes externes du Nord ($+0,5$ m^2 ha^{-1}) et du Sud ($+0,0$ m^2 ha^{-1}). La surface terrière est en moyenne plus faible à tous les étages de végé-

tation, sauf à l'étage subalpin supérieur. Dans le Jura, la diminution survient à tous les étages de végétation étudiés (submontagnard à montagnard supérieur): les maxima (non présentés) sont atteints aux étages submontagnard et montagnard inférieur (respectivement $-9,2$ et $-10,3$ m^2 ha^{-1}). Une diminution survient en outre à l'étage haut-montagnard des Alpes intermédiaires du Nord (médiane: $-4,1$ m^2 ha^{-1} ; maximum: $-8,9$ m^2 ha^{-1}) et à l'étage subalpin des Hautes Alpes (médiane: $-1,1$ m^2 ha^{-1} ; maximum: $-2,2$ m^2 ha^{-1}). Par contre, avec les changements climatiques, l'épicéa a une surface terrière légèrement plus grande aux étages haut-montagnard (médiane: $+1,1$ m^2 ha^{-1}) et subalpin ($+1,3$ m^2 ha^{-1}) des Alpes externes du Nord, à l'étage subalpin des Alpes intermédiaires du Nord ($+0,4$ m^2 ha^{-1}) et à l'étage subalpin supérieur des Hautes Alpes ($+0,7$ m^2 ha^{-1}). Le recul maximal de l'épicéa aux étages submontagnard et montagnard inférieur est moins marqué dans les forêts gérées, en particulier dans le Jura. La gestion fo-

Tableau 3.5.1. Modèles de régression linéaire mixte pour la modification relative moyenne de la surface terrière ($N=71$) en 2100. Les modèles de régression ont été calculés avec ForClim v3.3¹ sans et avec gestion forestière. Les meilleurs modèles ont été sélectionnés à l'aide du critère d'information d'Akaike corrigé² (ΔAIC_c). De plus, un modèle moyen a été calculé sur la base de toutes les combinaisons de variables avec $\Delta AIC_c < 4^3$. Les effets fixes sont présentés pour les modèles avec et sans gestion forestière. Les colorations en arrière-plan indiquent les niveaux de significativité des paramètres du modèle: $P < 0,001$, vert; $P < 0,01$, vert foncé; $P < 0,05$, brun. Modifié d'après BIRCHER *et al.* (2015 b).

Effets fixes \ Modèle	Sans gestion forestière		Avec gestion forestière	
	meilleur	moyen	meilleur	moyen
(Ordonnée d'origine)	0,02	0,11	5,81	5,81
Altitude	14,77	15,03	26,00	25,18
Capacité au champ utile (médiane)	3,15	2,45	4,19	4,06
Stade de développement (DHP_{dom})		0,19	5,15	4,74
Structure verticale du peuplement	-3,33	-3,13		0,004
Nombre actuel d'essences	-2,87	-2,19		-1,19
Part actuelle du sapin		0,27		-0,11
Part actuelle de l'épicéa	-6,36	-5,97	-4,00	-3,80
Part actuelle du hêtre	-2,56	-1,99		0,09

¹ MINA *et al.* (2015)

² ANDERSON *et al.* (2001)

³ d'après GRUEBER *et al.* (2011)

Croissance du peuplement

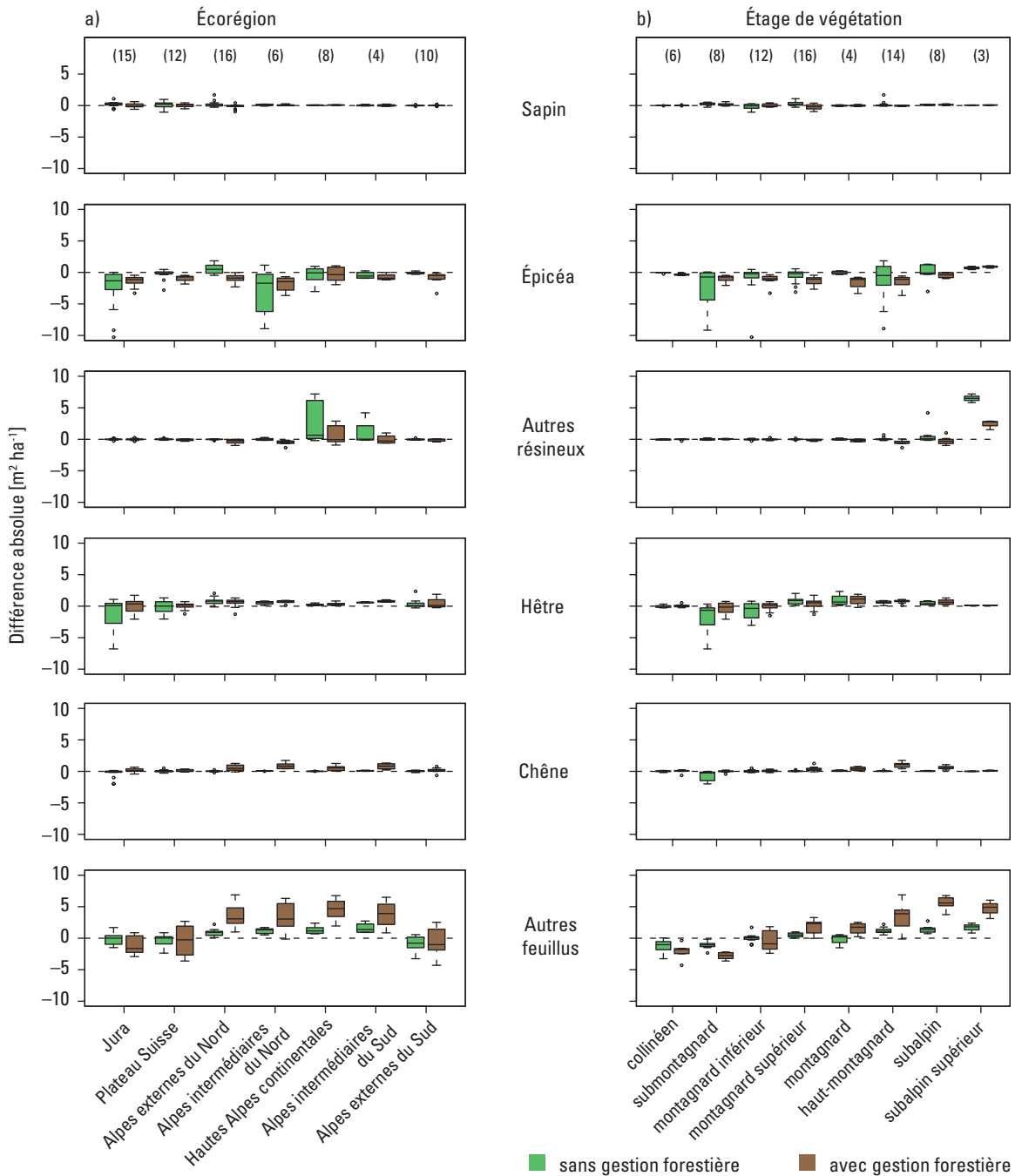


Figure 3.5.4. Les diagrammes en boîte montrent la modification moyenne absolue de la surface terrière de différentes essences ou groupes d'essences entre le climat futur et le climat actuel par écorégion (a) et par étage de végétation (b). Les valeurs sont présentées pour l'année 2100 avec et sans gestion forestière. Les valeurs supérieures à zéro signifient un accroissement de la surface terrière avec les changements climatiques par rapport au climat actuel. Les valeurs négatives indiquent une diminution de la surface terrière. Les chiffres entre parenthèses indiquent le nombre des peuplements typiques.

restière ne change cependant rien au bilan globalement négatif pour la surface terrière. Les reculs de l'épicéa sont en effet même plus marqués à tous les étages de végétation lorsque les peuplements sont gérés, hormis à l'étage subalpin supérieur. La surface terrière des autres résineux ne présente guère de différence, et ce quelle que soit l'écorégion ou l'étage de végétation. La seule exception est l'étage subalpin supérieur (+6,5 m² ha⁻¹), où l'arole (*Pinus cembra*) et le mélèze (*Larix decidua*) présentent des surfaces terrières plus grandes grâce aux changements climatiques. Dans la simulation avec gestion forestière, le groupe des autres résineux affiche une légère diminution de la surface terrière entre l'étage montagnard supérieur et l'étage subalpin. En même temps, son augmentation n'est plus très importante à l'étage subalpin supérieur.

Pour ce qui est des feuillus, les simulations montrent pour le hêtre une surface terrière inchangée ou légèrement plus élevée (médiane: +0,0 à +0,8 m² ha⁻¹; fig. 3.5.4) dans toutes les écorégions avec les changements climatiques. Les réactions divergent par contre nettement selon les étages de végétation. Dans le Jura et sur le Plateau, la surface terrière du hêtre diminue aux étages submontagnard (respectivement -2,4 et -0,4 m² ha⁻¹) et montagnard inférieur (respectivement -2,6 et -0,8 m² ha⁻¹). Elle augmente toutefois en moyenne légèrement de l'étage montagnard supérieur à l'étage subalpin (+0,2 à +1,0 m² ha⁻¹). Comme pour l'épicéa, la gestion forestière contribue à atténuer les plus importants reculs du hêtre à basse altitude. De l'étage montagnard supérieur à l'étage subalpin, la surface terrière du hêtre n'est que légèrement plus grande avec gestion forestière que sans, dans l'hypothèse des changements climatiques. Pour ce qui est du chêne pédonculé (*Quercus robur*) et du chêne sessile (*Quercus petraea*), regroupés ici sous le terme générique de chêne, la surface terrière ne présente pas de différence notable, ni selon les écorégions ni selon les étages altitudinaux. La simulation avec gestion forestière montre par contre une légère augmentation entre

l'étage montagnard supérieur et l'étage subalpin. Les autres feuillus présentent une surface terrière inchangée ou légèrement plus grande selon la région, à l'exception des Alpes externes du Sud (-0,8 m² ha⁻¹). La situation est en revanche plus différenciée pour les étages de végétation. Ainsi, la surface terrière des autres feuillus diminue en moyenne aux étages collinéen (-1,0 m² ha⁻¹) et submontagnard (-1,1 m² ha⁻¹) avec les changements climatiques. Elle reste presque inchangée aux étages moyens (+0,1 à +0,5 m² ha⁻¹) et augmente par ailleurs aux étages haut-montagnard (+1,1 m² ha⁻¹), subalpin (+1,4 m² ha⁻¹) et subalpin supérieur (+1,8 m² ha⁻¹). La gestion forestière entraîne une diminution plus marquée de ce groupe d'essences à basse altitude (étages collinéen à montagnard inférieur). Leur surface terrière est par contre nettement plus grande entre l'étage montagnard supérieur et l'étage subalpin supérieur.

Accroissement futur des peuplements dans le contexte de la recherche

Considérations critiques sur les approches basées sur les modèles

Il existe encore très peu de modèles pouvant projeter la future dynamique forestière à l'échelle régionale (LINDNER *et al.* 2010). Cette seule raison suffit pour affirmer que les résultats présentés ici permettent d'enrichir la discussion sur la croissance des peuplements dans le contexte des changements climatiques. Bien que la dynamique forestière ait été simulée à l'échelle du peuplement et donc pour des unités spatiales très petites, le nombre élevé de peuplements typiques considérés a permis de garder une perspective à l'échelle du pays entier (BIRCHER *et al.* en prép.). Ainsi, cette étude se différencie nettement d'analyses antérieures basées sur des modèles, qui ont dû renoncer à des aspects importants comme le niveau de détail des simulations et de leur interprétation

Croissance du peuplement

(p.ex. MORALES *et al.* 2007 ; HICKLER *et al.* 2012) ou leur représentativité (p.ex. ELKIN *et al.* 2013).

Dans une étude de cas sur la réserve forestière naturelle de Scatlè (GR), BIRCHER *et al.* (2015 a) ont constaté que l'évolution de l'accroissement peut différer considérablement selon le scénario d'émissions de gaz à effet de serre. Or même au sein d'un scénario d'émissions, les projections des différents modèles climatiques en termes d'évolution de la température et des précipitations divergent fortement (FISCHER *et al.* 2012), ce qui génère beaucoup d'incertitude autour de la future dynamique forestière simulée (MORALES *et al.* 2007 ; ELKIN *et al.* 2013 ; HLASNY *et al.* 2014 ; REYER *et al.* 2014). Les évaluations de l'impact des changements climatiques sur la forêt ne devraient donc pas se baser sur un seul modèle climatique « moyen » (CH2014-Impacts 2014), mais tenir compte de tout l'éventail des modèles possibles. C'est pourquoi la sensibilité moyenne des peuplements forestiers étudiés a été calculée ici avec onze modèles climatiques différents.

Modification des peuplements en Suisse : comparaison avec l'Europe centrale

Les résultats de cette étude montrent que, même avec des modèles climatiques basés sur un scénario prévoyant des émissions relativement élevées (scénario A2), la croissance de la forêt dans les peuplements typiques de Suisse ne connaîtra pas de changements importants jusqu'au milieu du siècle, mais sera en revanche nettement modifiée au cours de la seconde moitié du siècle. Ces tendances temporelles coïncident avec les résultats d'autres études (cf. ZIERL et BUGMANN 2007 ; SEIDL *et al.* 2011 ; ELKIN *et al.* 2013). MORALES *et al.* (2007) prévoient également des changements importants pour la période de 2070 à 2100, qui auront pour conséquence une possible transformation des peuplements forestiers de nombreuses régions d'Europe centrale en sources de carbone. D'après l'analyse de SCHMID *et al.* (2006), les forêts de feuillus, les

forêts mélangées et les forêts de résineux de différentes régions de Suisse pourraient aussi perdre leur fonction de puits de carbone vers la fin du siècle. Il faut cependant interpréter avec prudence les résultats de ces simulations car certaines d'entre elles ne tiennent pas compte de l'impact de perturbations naturelles comme les tempêtes, les incendies de forêt et les infestations d'insectes. En effet, on s'attend à ce que ces événements s'intensifient et se multiplient à l'avenir (SEIDL *et al.* 2014) et qu'ils entraînent une modification des écosystèmes forestiers plus rapide que prévue (TURNER 2010).

En Suisse, les changements climatiques devraient, vers la fin du siècle, avoir des répercussions négatives sur la surface terrière des peuplements forestiers situés entre les étages collinéen et montagnard inférieur. La diminution de la surface terrière est cependant calculée par rapport à la surface terrière qui existerait si les conditions climatiques actuelles ne changeaient pas (cf. section « Simulation du futur développement des peuplements »). Comme cette différence ne donne aucune indication sur la modification de la surface terrière depuis le début de la simulation, elle ne peut pas être mise sur le même plan que la perte de fonctionnalité de la forêt en tant que puits de carbone. Il est néanmoins possible d'affirmer que les peuplements concernés auront un potentiel de puits de carbone réduit et une sensibilité accrue aux changements climatiques. La dynamique de croissance projetée ressemble par conséquent aux observations déjà faites dans les forêts d'Europe méridionale où la disponibilité en eau est faible (VAYREDA *et al.* 2012 ; RUIZ-BENITO *et al.* 2014), et aux tendances futures que d'autres auteurs prédisent de manière généralisée pour l'Europe centrale à basse altitude (cf. compte rendu de LINDNER *et al.* 2014). Dans les zones alpines, il faut s'attendre à un plus fort accroissement des peuplements (MORALES *et al.* 2007 ; REYER *et al.* 2014), ce qui sera aussi le cas pour les forêts suisses.

La réaction de la croissance de la forêt aux changements climatiques est fortement marquée par les propriétés des stations et leur variabilité (cf.

WAMELINK *et al.* 2009 ; REYER *et al.* 2014). Comme le montre ce chapitre ainsi que d'autres études, l'altitude a une influence déterminante sur la sensibilité aux changements climatiques des peuplements forestiers suisses étudiés (cf. SEIDL *et al.* 2011 ; ELKIN *et al.* 2013). Dans les forêts de basse altitude, une température plus élevée va entraîner une évaporation plus intense et donc une sécheresse accrue et plus fréquente durant la période de végétation, ce qui peut entraîner une réduction de la croissance de certaines espèces à l'échelle individuelle (cf. chap. 3.4, ROHNER *et al.* 2016) et aussi du peuplement (p. ex. JUMP *et al.* 2006 ; MACIAS *et al.* 2006 ; ZINGG et BÜRGI 2008). Dans les forêts de haute altitude, en revanche, une température plus élevée peut, comme dans les latitudes septentrionales (cf. PIAO *et al.* 2011 ; RUIZ-BENITO *et al.* 2014), prolonger la période de végétation, et donc augmenter la croissance si la disponibilité en eau n'est pas limitante (p. ex. VAYREDA *et al.* 2012 ; RUIZ-BENITO *et al.* 2014).

Pronostics pour deux essences principales : le hêtre et l'épicéa

Les différences de surface terrière projetées pour le hêtre (fig. 3.5.4) soulignent la dépendance de la croissance de cette essence à l'altitude : il faut s'attendre à des pertes parfois importantes à basse altitude en raison de la sécheresse accrue (cf. ZINGG et BÜRGI 2008). Le hêtre affiche déjà une croissance en baisse (KINT *et al.* 2012), en particulier le long de la limite méridionale de son aire de répartition, à laquelle s'ajoute un décalage des populations vers les plus hautes altitudes (PENUELAS et BOADA 2003 ; JUMP *et al.* 2006). Pour les forêts suisses, des tendances positives se dessinent dans les étages de végétation à moyenne et haute altitude. HLASNY *et al.* (2011) prévoient une réaction semblable le long des gradients altitudinaux dans les Carpates sous les conditions climatiques futures.

L'épicéa est considéré comme une espèce sensible à la sécheresse (LEVESQUE *et al.* 2014) et sa ré-

action aux nouvelles conditions climatiques le long des étages altitudinaux ressemble par conséquent à celle du hêtre (cf. ZINGG et BÜRGI 2008). Cependant, la modification de sa croissance ne devrait pas être linéaire en fonction de l'altitude. Si l'épicéa devrait, en moyenne, avoir une surface terrière plus importante aux étages haut-montagnard et subalpin des Alpes externes du Nord grâce aux changements climatiques (cf. BIRCHER *et al.* en prép.), certains de ses peuplements devraient en revanche observer des surfaces terrières nettement plus faibles à ces mêmes étages des Hautes Alpes (étage subalpin) et en particulier des Alpes intermédiaires du Nord (étage haut-montagnard). Ceci montre que l'épicéa peut aussi être négativement impacté par les changements climatiques même au cœur de son aire de répartition actuelle (ELLENBERG et LEUSCHNER 2010). Les différences de disponibilité en eau dues aux variations locales des conditions pédologiques (cf. JUMP *et al.* 2006 ; RAIS *et al.* 2014) et aux différences climatiques régionales peuvent être des facteurs déterminants. Alors que la disponibilité en eau n'a pas d'effet limitant sur le versant nord des Alpes, riche en précipitations, les peuplements forestiers à basse altitude des vallées intra-alpines souffrent déjà d'un stress accru dû à la sécheresse (REBETEZ et DOBBERTIN 2004 ; BIGLER *et al.* 2006). RÖSSLER *et al.* (2012) prévoient une nette augmentation de la sécheresse jusqu'aux zones de haute altitude de ces régions intra-alpines, ce qui renforce la plausibilité du risque auquel sera soumis l'épicéa, comme noté par d'autres auteurs (SEIDL *et al.* 2011 ; HANEWINKEL *et al.* 2013 ; NOTHDURFT 2013). Ces résultats concordent bien avec la corrélation clairement négative constatée entre la présence actuelle de l'épicéa dans les peuplements étudiés et leur sensibilité aux changements climatiques. Plus la part actuelle d'épicéa d'un peuplement est grande, plus sa surface terrière diminue avec les changements climatiques par rapport au climat actuel (BIRCHER *et al.* en prép.). La composition actuelle en essences d'un peuplement forestier influe donc aussi sur sa sensibilité aux changements climatiques.

Influences non climatiques sur la croissance des peuplements

En plus des changements climatiques, l'augmentation de la concentration de CO₂ dans l'atmosphère et des dépôts azotés (KAHLE *et al.* 2008) devrait influencer la croissance de la forêt. Ces questionnements majeurs n'ont pas encore trouvé entièrement réponse, notamment en ce qui concerne l'effet à long terme sur l'accroissement des peuplements (p.ex. PRETZSCH *et al.* 2014 ; DAWES *et al.* 2015), l'importance respective de chaque facteur (p.ex. BELLASSEN *et al.* 2011), ainsi que les mécanismes exacts d'action (p.ex. DE VRIES *et al.* 2006). À long terme, des dépôts azotés accrus peuvent ainsi mener à une saturation (ABER *et al.* 1998), ou à une aggravation des dommages causés par la sécheresse (ETZOLD *et al.* 2014) et à une baisse de croissance de l'arbre (BRAUN *et al.* 2010 ; KINT *et al.* 2012). La prise en compte de ces facteurs dans les études de simulation conduit à des résultats très divergents, sachant qu'en même temps, la façon d'inclure ces facteurs dans les modèles n'est pas encore bien établie (p.ex. WAMELINK *et al.* 2009 ; REYER *et al.* 2014). L'impact possible d'une modification de la concentration de CO₂ dans l'atmosphère sur la productivité de la forêt n'a pas été pris en compte dans la modélisation. Un effet du CO₂ sur les peuplements forestiers en Suisse est cependant jugé improbable (cf. KÖRNER 2003). D'éventuelles diminutions de croissance dues à la saturation en azote n'ont pas non plus été prises en compte. La disponibilité en azote a été considérée comme non limitante.

La gestion forestière est un autre facteur qui peut avoir une influence considérable sur la sensibilité de l'accroissement d'un peuplement aux changements climatiques. Dans une étude de cas portant sur 6 des 71 peuplements typiques de Suisse étudiés ici, SCHMID *et al.* (2015) ont montré que la sylviculture proche de la nature est aussi en mesure, même avec les changements climatiques, de maintenir des services écosystémiques majeurs comme la production de bois ou la pro-

tection contre les dangers naturels. L'élargissement de l'analyse aux 71 peuplements ne remet pas en question ce constat. Il montre toutefois que l'effet de la gestion forestière sur l'accroissement des peuplements doit être différencié selon l'altitude. À basse altitude, la gestion permet certes de réduire le recul marqué d'essences sensibles à la sécheresse comme l'épicéa et le hêtre (et donc aussi le risque d'un effondrement du peuplement ; cf. BIRCHER *et al.* en prép.) ; mais en même temps, la diminution moyenne de la surface terrière à ces altitudes est plus importante que celle des peuplements sans gestion forestière (cf. fig. 3.5.2). On peut en conclure que la régénération naturelle des essences actuelles ne devrait plus suffire à compenser le prélèvement de bois sous les nouvelles conditions climatiques. Aux altitudes moyennes et surtout élevées, la gestion forestière permettrait au contraire d'augmenter la surface terrière. L'abattage d'arbres de la strate supérieure accroît la lumière dans le peuplement, ce qui favorise la régénération et accélère le passage à des essences mieux adaptées (LINDNER *et al.* 2000). Les feuillus semblent profiter davantage de ce processus que les résineux. Il se peut que l'importante régénération des feuillus soit surestimée car le modèle applique une régénération simplifiée (cf. SCHMID *et al.* 2015) qui ne prend pas en compte le changement potentiel d'autres facteurs limitant la régénération comme l'abrutissement (cf. CAILLERET *et al.* 2014). Il ressort toutefois que de nombreuses essences à ces altitudes et avec les changements climatiques auront ou continueront d'avoir un potentiel de régénération élevé, qui pourra en outre être favorisé par la gestion forestière.

Conclusions

Les modèles dynamiques de végétation qui opèrent à l'échelle du peuplement fournissent une contribution précieuse pour évaluer le développement des peuplements forestiers et quantifier les différences de sensibilité entre écorégions, étages de

végétation, et entre essences. Les études réalisées à haute résolution spatiale mais représentatives de larges surfaces, comme celle présentée dans ce chapitre, montrent que la croissance future de la forêt avec les changements climatiques devrait être influencée par différents facteurs dont les effets varient fortement dans l'espace et le temps, ce qui limite la possibilité des analogies avec le passé. Les analyses du futur développement forestier au moyen de modèles sont toutefois des extrapolations dont la validité ne peut pas être contrôlée. Le grand nombre de scénarios envisageables sur l'évolution du climat permet d'imaginer toutes sortes de développements forestiers. Les tendances simulées par ces modèles peuvent en outre être accentuées par des perturbations naturelles et prendre d'autres directions sous l'action d'autres facteurs, comme l'augmentation de la concentration en CO₂ ou un apport accru d'azote atmosphérique.

D'ici au milieu du siècle, les changements climatiques n'auront majoritairement pas de conséquences négatives sur les peuplements typiques de Suisse étudiés dans ce chapitre. Par contre, la surface terrière devrait diminuer à basse altitude d'ici à la fin du siècle. La comparaison avec les simulations tenant compte de la gestion forestière actuelle montre que celle-ci peut atténuer le risque d'effondrement des peuplements des essences sensibles à la sécheresse comme l'épicéa. En même temps, la régénération naturelle des essences actuellement présentes au niveau de ces stations ne suffira pas à compenser ces réductions. Les régions situées à des latitudes méridionales, où la croissance des peuplements fait déjà face à une sécheresse importante, pourraient fournir des indications sur une gestion forestière adaptée. Dans les zones à haute altitude, il faut s'attendre à une augmentation de l'accroissement grâce à l'amélioration des conditions stationnelles et donc à une persistance des peuplements forestiers comme puits de carbone. Les mesures de gestion actuelles devraient permettre d'y augmenter encore l'accroissement, même si l'on ne peut exclure

des répercussions négatives dues à des événements naturels (p. ex. tempêtes). Dans l'ensemble, la croissance des peuplements devrait réagir fortement aux changements climatiques vers la fin du XXI^e siècle ; dans 10 ou 20 ans, lorsque l'on saura plus précisément dans quelle direction évolue le climat, il sera possible de dire plus concrètement sur quelles stations il faut procéder rapidement à une « transformation de la forêt » et sur lesquelles la gestion actuelle convient.

Remerciements

Nous remercions le programme « Forêts et changements climatiques » de l'Office fédéral de l'environnement OFEV et de l'Institut fédéral de recherches WSL pour le financement du projet: *Retrospektive und prospektive Analyse der Sensitivität schweizerischer Waldbestandestypen auf Klimaveränderungen*, « RetroPro » (H. Bugmann, N. Bircher). La stratification et l'initialisation du modèle reposent sur des données du troisième Inventaire forestier national suisse (IFN), préparées et mises à disposition par M. Huber, que nous remercions chaleureusement. Nous remercions également J. Remund pour avoir mis à disposition les données sur la capacité de rétention d'eau du sol et le climat de ces points IFN. Merci également à H. von Waldow pour ses précieux conseils sur le choix des modèles climatiques.

Bibliographie

- ABER, J.; MCDOWELL, W.; NADELHOFFER, K.; MAGILL, A.; BERNTSON, G.; KAMAKEY, M.; McNULTY, S.; CURRIE, W.; RUSTAD, L.; FERNANDEZ, I., 1998. Nitrogen saturation in temperate forest ecosystems – Hypotheses revisited. *Bioscience* 48, 921–934.
- ALLEN, C.D.; MACALADY, A.K.; CHENCHOUNI, H.; BACHELET, D.; MCDOWELL, N.; VENNETIER, M.; KITZBERGER, T.; RIGLING, A.; BRESHEARS, D.D.; HOGG, E.H.; GONZALEZ, P.; FENSHAM, R.; ZHANG, Z.; CASTRO, J.; DEMIDOVA, N.; LIM, J.H.; ALLARD, G.; RUNNING, S.W.; SEMERCI, A.; COBB, N., 2010. A global overview of drought and heat-induced tree mortality reveals emerging climate change risks for forests. *For. Ecol. Manage.* 259, 660–684.
- ANDERSON, D.R.; LINK, W.A.; JOHNSON, D.H.; BURNHAM, K.P., 2001. Suggestions for presenting the results of data analyses. *J. Wildl. Manage.* 65, 373–378.
- BELLASSEN, V.; VIOUV, N.; LUYSSAERT, S.; LE MAIRE, G.; SCHELHAAS, M.J.; CIAIS, P., 2011. Reconstruction and attribution of the carbon sink of European forests between 1950 and 2000. *Glob. Chang. Biol.* 17, 3274–3292.

- BIGLER, C.; BRÄKER, O.; BUGMANN, H.; DOBBERTIN, M.; RIGLING, A., 2006. Drought as an inciting mortality factor in Scots Pine stands of the Valais, Switzerland. *Ecosystems* 9, 330–343.
- BIRCHER, N., 2015. To die or not to die: Forest dynamics in Switzerland under climate change. Ph.D. Thesis No. 22775, Swiss Federal Institute of Technology Zurich. doi: 10.3929/ethz-a-010596194. 196 pp.
- BIRCHER, N.; CAILLERET, M.; BUGMANN, H., 2015 a. The agony of choice: different empirical mortality models lead to sharply different future forest dynamics. *Ecol. Appl.* 25, 1303–1318.
- BIRCHER, N.; CAILLERET, M.; HUBER, M.; BUGMANN, H., 2015 b. Empfindlichkeit typischer Schweizer Waldbestände auf den Klimawandel. *Schweiz. Z. Forstwes.* 166, 408–419.
- BIRCHER, N.; CAILLERET, M.; HUBER, M.; BUGMANN, H., en prép. Assessing forest sensitivity to climate change: Accurate reflection of local stand and site characteristics is key.
- BRAUN, S.; THOMAS, V.F.D.; QUIRING, R.; FLÜCKIGER, W., 2010. Does nitrogen deposition increase forest production? The role of phosphorus. *Environ. Pollut.* 158, 2043–2052.
- BUGMANN, H.K.M., 1996. A simplified forest model to study species composition along climate gradients. *Ecology* 77, 2055–2074.
- CAILLERET, M.; HEURICH, M.; BUGMANN, H., 2014. Reduction in browsing intensity may not compensate climate change effects on tree species composition in the Bavarian Forest National Park. *For. Ecol. Manage.* 328, 179–192.
- CH2011, 2011. Swiss climate change scenarios CH2011. C2SM, MeteoSwiss, ETH, NCCR Climate and OcCC, Zurich, Switzerland, 88 pp.
- CH2014-Impacts, 2014. Toward quantitative scenarios of climate change impacts in Switzerland. OCCR, FOEN, MeteoSwiss, C2SM, Agroscope, and ProClim, Bern, Switzerland, 136 pp.
- CIAS, P.; SCHELHAAS, M.J.; ZAEHLE, S.; PIAO, S.L.; CESCATTI, A.; LISKI, J.; LUYSSAERT, S.; LE-MAIRE, G.; SCHULZE, E.D.; BOURIAUD, O.; FREIBAUER, A.; VALENTINI, R.; NABUURS, G.J., 2008. Carbon accumulation in European forests. *Nat. Geosci.* 1, 425–429.
- DAWES, M.A.; PHILIPSON, C.D.; FONTI, P.; BEBI, P.; HÄTTENSCHWILER, S.; HAGEDORN, F.; RIXEN, C., 2015. Soil warming and CO₂ enrichment induce biomass shifts in alpine tree line vegetation. *Glob. Chang. Biol.* 21, 2005–2021.
- DE VRIES, W.; REINDS, G.J.; GUNDERSEN, P.; STERBA, H., 2006. The impact of nitrogen deposition on carbon sequestration in European forests and forest soils. *Glob. Chang. Biol.* 12, 1151–1173.
- ELKIN, C.; GUTIÉRREZ, A.G.; LEUZINGER, S.; MANUSCH, C.; TEMPERLI, C.; RASCHE, L.; BUGMANN, H., 2013. A 2°C warmer world is not safe for ecosystem services in the European Alps. *Glob. Chang. Biol.* 19, 1827–1840.
- ELLENBERG, H.; LEUSCHNER, C., 2010. *Vegetation Mitteleuropas mit den Alpen: In ökologischer, dynamischer und historischer Sicht.* Verlag Eugen Ulmer, Stuttgart. 1357 S.
- ETZOLD, S.; WALDNER, P.; THIMONIER, A.; SCHMITT, M.; DOBBERTIN, M., 2014. Tree growth in Swiss forests between 1995 and 2010 in relation to climate and stand conditions: Recent disturbances matter. *For. Ecol. Manage.* 311, 41–55.
- FISCHER, A.M.; LINIGER, M.A.; APPENZELLER, C., 2016. Climate scenarios of seasonal means: inter-variable and inter-seasonal correlations of change estimates. CH2011 Extension Series No. 3, Zürich, Switzerland. 19 pp.
- FISCHER, A.M.; WEIGEL, A.P.; BUSER, C.M.; KNUTTI, R.; KÜNSCH, H.R.; LINIGER, M.A.; SCHÄR, C.; APPENZELLER, C., 2012. Climate change projections for Switzerland based on a Bayesian multi-model approach. *Int. J. Climatol.* 32, 2348–2371.
- FONTES, L.; BONTEMPS, J.D.; BUGMANN, H.; VAN OIJEN, M.; GRACIA, C.; KRAMER, K.; LINDNER, M.; ROTZER, T.; SKOVSGAARD, J.P., 2010. Models for supporting forest management in a changing environment. *For. Syst.* 19, 8–29.
- FREHNER, M.; WASSER, B.; SCHWITTER, R., 2005. *Gestion durable des forêts de protection. Soins sylvicoles et contrôle des résultats : instructions pratiques. L'environnement pratique.* Office fédéral de l'environnement, des forêts et du paysage, Berne. 564 p.
- GRUEBER, C.E.; NAKAGAWA, S.; LAWS, R.J.; JAMIESON, I.G., 2011. Multimodel inference in ecology and evolution: challenges and solutions. *J. Evol. Biol.* 24, 699–711.
- HANEWINKEL, M.; CULLMANN, D.A.; SCHELHAAS, M.J.; NABUURS, G.J.; ZIMMERMANN, N.E., 2013. Climate change may cause severe loss in the economic value of European forest land. *Nat. Clim. Chang.* 3, 203–207.
- HARTIG, F.; DYKE, J.; HICKLER, T.; HIGGINS, S.I.; O'HARA, R.B.; SCHEITER, S.; HUTH, A., 2012. Connecting dynamic vegetation models to data – an inverse perspective. *J. Biogeogr.* 39, 2240–2252.
- HICKLER, T.; VOHLAND, K.; FEEHAN, J.; MILLER, P.A.; SMITH, B.; COSTA, L.; GIESECKE, T.; FRONZEK, S.; CARTER, T.R.; CRAMER, W.; KUHN, I.; SYKES, M.T., 2012. Projecting the future distribution of European potential natural vegetation zones with a generalized, tree species-based dynamic vegetation model. *Glob. Ecol. Biogeogr.* 21, 50–63.
- HLÁSNY, T.; BARCZA, Z.; FABRIKA, M.; BALÁZS, B.; CHURKINA, G.; PAJTÍK, J.; SEDMÁK, R.; TURČÁNI, M., 2011. Climate change impacts on growth and carbon balance of forests in Central Europe. *Clim. Res.* 47, 219–236.
- HLÁSNY, T.; BARCZA, Z.; BARKA, I.; MERGANIČOVÁ, K.; SEDMÁK, R.; KERN, A.; PAJTÍK, J.; BALÁZS, B.; FABRIKA, M.; CHURKINA, G., 2014. Future carbon cycle in mountain spruce forests of Central Europe: Modelling framework and ecological inferences. *For. Ecol. Manage.* 328, 55–68.
- IPCC, 2014. *Climate Change 2014: Synthesis Report. Contribution of Working Groups I, II and III to the Fifth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change.* IPCC, Geneva, Switzerland. 151 pp.
- JUMP, A.S.; HUNT, J.M.; PENUELAS, J., 2006. Rapid climate change-related growth decline at the southern range edge of *Fagus sylvatica*. *Glob. Chang. Biol.* 12, 2163–2174.

- KAHLE, H.P.; KARJALAINEN, T.; AGREN, G.I.; KELLOMÄKI, S.; VAN OIJEN, M.; PRIETZEL, J.; SPIECKER, H. (eds), 2008. Causes and consequences of forest growth trends in Europe: Results of the RECOGNITION project conclusions. Brill. 261 pp.
- KELLER, M. (ed.), 2011. Swiss National Forest Inventory. Manual of the field survey 2004–2007. Swiss Federal Research Institute WSL, Birmensdorf. 269 pp.
- KINT, V.; AERTSEN, W.; CAMPIOLI, M.; VANSTEENKISTE, D.; DELCLOO, A.; MUYS, B., 2012. Radial growth change of temperate tree species in response to altered regional climate and air quality in the period 1901–2008. *Clim. Chang.* 115, 343–363.
- KÖRNER, C., 2003. Carbon limitation in trees. *J. Ecol.* 91, 4–17.
- LÉVESQUE, M.; RIGLING, A.; BUGMANN, H.; WEBER, P.; BRANG, P., 2014. Growth response of five co-occurring conifers to drought across a wide climatic gradient in Central Europe. *Agric. For. Meteorol.* 197, 1–12.
- LINDNER, M.; LASCH, P.; ERHARD, M., 2000. Alternative forest management strategies under climatic change – Prospects for gap model applications in risk analyses. *Silva Fenn.* 34, 101–111.
- LINDNER, M.; MAROSCHEK, M.; NETHERER, S.; KREMER, A.; BARBATI, A.; GARCIA-GONZALO, J.; SEIDL, R.; DELZON, S.; CORONA, P.; KOLSTRÖM, M.; LEXER, M.J.; MARCHETTI, M., 2010. Climate change impacts, adaptive capacity and vulnerability of European forest ecosystems. *For. Ecol. Manage.* 259, 698–709.
- LINDNER, M.; FITZGERALD, J.B.; ZIMMERMANN, N.E.; REYER, C.; DELZON, S.; VAN DER MAATEN, E.; SCHELHAAS, M.J.; LASCH, P.; EGGERS, J.; VAN DER MAATEN-THEUNISSEN, M.; SUCKOW, F.; PSOMAS, A.; POULTER, B.; HANEWINKEL, M., 2014. Climate change and European forests: What do we know, what are the uncertainties, and what are the implications for forest management? *J. Environ. Manage.* 146, 69–83.
- MACIAS, M.; ANDREU, L.; BOSCH, O.; CAMARERO, J.J.; GUTIERREZ, E., 2006. Increasing aridity is enhancing Silver fir (*Abies alba* Mill.) water stress in its south-western distribution limit. *Clim. Chang.* 79, 289–313.
- MINA, M.; BUGMANN, H.; KLOPCIC, M.; CAILLERET, M., 2015. Accurate modeling of harvesting is key for projecting future forest dynamics: a case study in the Slovenian mountains. *Reg. Environ. Chang.* doi: 10.1007/s10113-015-0902-2. 1–16.
- MORALES, P.; HICKLER, T.; ROWELL, D.P.; SMITH, B.; SYKES, M.T., 2007. Changes in European ecosystem productivity and carbon balance driven by regional climate model output. *Glob. Chang. Biol.* 13, 108–122.
- NABUURS, G.-J.; LINDNER, M.; VERKERK, P.J.; GUNIA, K.; DEDA, P.; MICHALAK, R.; GRASSI, G., 2013. First signs of carbon sink saturation in European forest biomass. *Nat. Clim. Chang.* 3, 792–796.
- NOTHDURFT, A., 2013. Spatio-temporal prediction of tree mortality based on long-term sample plots, climate change scenarios and parametric frailty modeling. *For. Ecol. Manage.* 291, 43–54.
- PENUELAS, J.; BOADA, M., 2003. A global change-induced biome shift in the Montseny mountains (NE Spain). *Glob. Chang. Biol.* 9, 131–140.
- PIAO, S.L.; WANG, X.H.; CIAIS, P.; ZHU, B.; WANG, T.; LIU, J., 2011. Changes in satellite-derived vegetation growth trend in temperate and boreal Eurasia from 1982 to 2006. *Glob. Chang. Biol.* 17, 3228–3239.
- PRENTICE, I.C.; BONDEAU, A.; CRAMER, W.; HARRISON, S.; HICKLER, T.; LUCHT, W.; SITCH, S.; SMITH, B.; SYKES, M., 2007. Dynamic global vegetation modeling: Quantifying terrestrial ecosystem responses to large-scale environmental change. In: CANADELL, J.; PATAKI, D.; PITELKA, L. (eds), *Terrestrial Ecosystems in a Changing World*. Springer, Berlin, Heidelberg, 175–192.
- PRETZSCH, H.; BIBER, P.; SCHUTZE, G.; UHL, E.; ROTZER, T., 2014. Forest stand growth dynamics in Central Europe have accelerated since 1870. *Nat. Commun.* 5, 10.
- RAIS, A.; VAN DE KUILLEN, J.W.G.; PRETZSCH, H., 2014. Growth reaction patterns of tree height, diameter, and volume of Douglas fir (*Pseudotsuga menziesii* Mirb. Franco) under acute drought stress in Southern Germany. *Eur. J. For. Res.* 133, 1043–1056.
- RASCHE, L.; FAHSE, L.; ZINGG, A.; BUGMANN, H., 2011. Getting a virtual forester fit for the challenge of climatic change. *J. Appl. Ecol.* 48, 1174–1186.
- RASCHE, L.; FAHSE, L.; ZINGG, A.; BUGMANN, H., 2012. Enhancing gap model accuracy by modeling dynamic height growth and dynamic maximum tree height. *Ecol. Model.* 232, 133–143.
- REBETEZ, M.; DOBBERTIN, M., 2004. Climate change may already threaten Scots pine stands in the Swiss Alps. *Theor. Appl. Climatol.* 79, 1–9.
- REYER, C.; LASCH-BORN, P.; SUCKOW, F.; GUTSCH, M.; MURAWSKI, A.; PILZ, T., 2014. Projections of regional changes in forest net primary productivity for different tree species in Europe driven by climate change and carbon dioxide. *Ann. For. Sci.* 71, 211–225.
- RIGLING, A.; BRANG, P.; BUGMANN, H.; KRÄUCHI, N.; WOHLGEMUTH, T.; ZIMMERMANN, N., 2008. Klimawandel als Prüfstein für die Waldbewirtschaftung. *Schweiz. Z. Forstwes.* 159, 316–325.
- RIGLING, A.; BIGLER, C.; EILMANN, B.; FELDMEYER-CHRISTE, E.; GIMMI, U.; GINZLER, C.; GRAF, U.; MAYER, P.; VACCHIANO, G.; WEBER, P.; WOHLGEMUTH, T.; ZWEIFEL, R.; DOBBERTIN, M., 2013. Driving factors of a vegetation shift from Scots pine to pubescent oak in dry Alpine forests. *Glob. Chang. Biol.* 19, 229–240.
- ROHNER, B.; BRAUN, S.; WEBER, P.; THÜRIG, E., 2016. Croissance des arbres individuels: effets du climat. Dans: PLUESS, A.R.; AUGUSTIN, S.; BRANG, P. (Réd.), *Forêts et changements climatiques. Éléments pour des stratégies d'adaptation*. Office fédéral de l'environnement OFEV, Berne; Institut fédéral de recherches WSL, Birmensdorf; Haupt, Berne, Stuttgart, Vienne. 143–161.

Croissance du peuplement

- RÖSSLER, O.; DIEKKRÜGER, B.; LÖFFLER, J.; 2012. Potential drought stress in a Swiss mountain catchment – Ensemble forecasting of high mountain soil moisture reveals a drastic decrease, despite major uncertainties. *Water Resour. Res.* 48, W04521.
- RUIZ-BENITO, P.; MADRIGAL-GONZÁLEZ, J.; RATCLIFFE, S.; COOMES, D.A.; KANDLER, G.; LEHTONEN, A.; WIRTH, C.; ZAVALA, M.A., 2014. Stand structure and recent climate change constrain stand basal area change in European forests: A comparison across boreal, temperate, and mediterranean biomes. *Ecosystems* 17, 1439–1454.
- SCHMID, S.; THÜRIG, E.; KAUFMANN, E.; LISCHKE, H.; BUGMANN, H., 2006. Effect of forest management on future carbon pools and fluxes: A model comparison. *For. Ecol. Manage.* 237, 65–82.
- SCHMID, U.; BIRCHER, N.; BUGMANN, H., 2015. Naturnaher und multifunktionaler Waldbau in Zeiten des Klimawandels – eine Fallstudie. *Schweiz. Z. Forstw.* 166, 314–324.
- SCHÜTZ, J.P., 1999. Naturnaher Waldbau: gestern, heute, morgen. *Schweiz. Z. Forstw.* 150, 478–483.
- SEIDL, R.; RAMMER, W.; LEXER, M.J., 2011. Climate change vulnerability of sustainable forest management in the Eastern Alps. *Clim. Chang.* 106, 225–254.
- SEIDL, R.; SCHELHAAS, M.-J.; RAMMER, W.; VERKERK, P.J., 2014. Increasing forest disturbances in Europe and their impact on carbon storage. *Nature Clim. Chang.* 4, 806–810.
- SPIECKER, H.; MIELKÄINEN, K.; KÖHL, M.; SKOVSGAARD, J., 1996. Growth trends in European forests. *Studies from 12 countries, European Forest Institute Research Report 5.* Springer, Berlin, Heidelberg, New York. 372 pp.
- TURNER, M.G., 2010. Disturbance and landscape dynamics in a changing world. *Ecology* 91, 2833–2849.
- VAYREDA, J.; MARTINEZ-VILALTA, J.; GRACIA, M.; RETANA, J., 2012. Recent climate changes interact with stand structure and management to determine changes in tree carbon stocks in Spanish forests. *Glob. Chang. Biol.* 18, 1028–1041.
- WAMELINK, G.W.W.; WIEGERS, H.J.J.; REINDS, G.J.; KROS, J.; MOLDIJKSTRA, J.P.; VAN OIJEN, M.; DE VRIES, W., 2009. Modelling impacts of changes in carbon dioxide concentration, climate and nitrogen deposition on carbon sequestration by European forests and forest soils. *For. Ecol. Manage.* 258, 1794–1805.
- WEHRLI, A.; ZINGG, A.; BUGMANN, H.; HUTH, A., 2005. Using a forest patch model to predict the dynamics of stand structure in Swiss mountain forests. *For. Ecol. Manage.* 205, 149–167.
- WSL, 2011. Schweizerisches Landesforstinventar LFI. Datenbankauszug zur dritten Erhebung 2004–2006 vom 22. Dezember 2011. Markus Huber. Eidg. Forschungsanstalt WSL, Birmensdorf.
- ZIERL, B.; BUGMANN, H., 2007. Sensitivity of carbon cycling in the European Alps to changes of climate and land cover. *Clim. Chang.* 85, 195–212.
- ZIMMERMANN, N.E.; BUGMANN, H., 2008. Die Kastanie im Engadin – oder was halten Baumarten von modellierten Potenzialgebieten? *Schweiz. Z. Forstwes.* 159, 326–335.
- ZINGG, A.; BÜRGI, A., 2008. Trockenperioden seit 1900 und Waldwachstum: eine Analyse langfristiger Datenreihen. *Schweiz. Z. Forstwes.* 159, 352–361.