



SYNTHÈSE BIBLIOGRAPHIQUE

Incidence du changement climatique sur la biodiversité dans les écosystèmes forestiers et littoraux d'Europe et d'Afrique

Rédacteur : Nathan Horrenberger

Relecteurs : Jean-François Silvain, Hélène Soubelet



SOMMAIRE

MESSAGES PRINCIPAUX ET GRANDES TENDANCES

| | |
|---|----|
| INTRODUCTION | 1 |
| I. EUROPE..... | 2 |
| A. Observations et perspectives climatiques | 2 |
| B. Impacts sur la biodiversité et les écosystèmes..... | 3 |
| 1. Forêts méditerranéennes | 4 |
| 2. Forêts tempérées de feuillus et mixtes..... | 6 |
| II. AFRIQUE..... | 6 |
| A. Observations et perspectives climatiques | 6 |
| B. Impacts sur la biodiversité et les écosystèmes..... | 8 |
| 1. Forêts méditerranéennes | 10 |
| 2. Forêts tropicales humides | 11 |
| 3. Mangroves et récifs coralliens..... | 13 |
| III. ACQUISITION DES DONNÉES ET ÉTUDE CARTOGRAPHIQUE..... | 15 |
| A. Méthodologie de la recherche bibliographique..... | 15 |
| B. Définition de zones sensibles par approche cartographique..... | 15 |

GLOSSAIRE

BIBLIOGRAPHIE

MESSAGES PRINCIPAUX ET GRANDES TENDANCES

En Europe comme en Afrique, **le changement climatique affecte déjà la biodiversité**, les écosystèmes et les services fournis par la nature dont bénéficient les populations humaines. Il se manifeste de différentes manières, notamment par un **déplacement des aires de répartition** des espèces, des **modifications de la phénologie* des organismes**, avec une floraison et une maturité plus précoces chez de nombreuses plantes et des périodes de migration et de reproduction modifiées chez certains animaux, pouvant créer un décalage temporel entre le cycle de vie des espèces et le pic d'abondance de leurs ressources alimentaires.

L'augmentation des températures, la diminution des précipitations et l'allongement des saisons sèches sont des facteurs de changement importants pour les écosystèmes. La modification des régimes de précipitations pourrait avoir des effets prononcés sur la structure de la végétation et la **production primaire nette*** des plantes. Les sécheresses, incendies et inondations gagnent en fréquence et en intensité, avec de lourdes conséquences pour certains espaces naturels et les espèces qui y vivent. En zone méditerranéenne, **la disponibilité en eau est le principal facteur limitant** pour la croissance des peuplements forestiers et la sécheresse cause le dépérissement des forêts en augmentant significativement les taux de mortalité. **Le changement climatique aggrave la dégradation des sols**, provoquant une augmentation de la surface des terres arides et semi-arides, affectant les milieux naturels comme les espaces agricoles.

Les biomes* ciblés par notre étude - forêts méditerranéennes, forêts tempérées de feuillus et mixtes, forêts tropicales humides, **mangroves*** et récifs coralliens - **sont particulièrement impactés et sensibles.** Les mangroves méritent une attention toute particulière, car elles sont à la fois des refuges de biodiversité et des alliées dans la lutte contre le changement climatique, stockant de grandes quantités de carbone et jouant un rôle de protection du trait de côte face à la montée des eaux. **De nombreux services écosystémiques*** tels que l'utilisation des ressources forestières, la pêche ou la production agricole **vont être affectés par les effets du changement climatique.**

La localisation et la délimitation des **aires protégées ne sont pas adaptées pour s'aligner avec les changements à venir d'aires de répartition des espèces.** La présence de **barrières géographiques** empêchant la dispersion est la **première cause limitant l'adaptation des espèces** au changement climatique. Il est donc essentiel de **conserver et développer les continuités écologiques** qui jouent un rôle de corridors climatiques et d'éviter toute création de nouvelles infrastructures qui viendraient réduire encore davantage la capacité de dispersion des espèces.

Le continent africain concentre des enjeux de biodiversité particulièrement importants. En effet, il regroupe **25 % des points chauds de biodiversité mondiaux**, car certains territoires, notamment insulaires comme Madagascar, présentent des taux d'endémisme record. **Les espèces endémiques***, parce qu'elles sont associées à des habitats très spécifiques, **sont particulièrement menacées.** En effet, leur zone climatique optimale va se déplacer sur des territoires où les écosystèmes ne sont pas optimaux (en termes d'habitats ou de ressources alimentaires) ou sont dégradés par des activités humaines telles que la déforestation, l'urbanisation ou encore l'extraction de ressources.

Le développement des activités industrielles, parmi lesquelles l'installation d'oléoducs et de gazoducs ou l'exploitation de champs pétroliers et gaziers **ont déjà des impacts importants sur la biodiversité** : déforestation, dégradation des terres, pollutions et érosion des sols.

De nombreuses lacunes de connaissances demeurent à ce stade dans notre compréhension de la manière dont le vivant est affecté par le changement climatique et des capacités d'adaptation ou de déplacement des espèces. Quand des incertitudes demeurent, **il nous paraît essentiel d'appliquer le principe de précaution**, tout particulièrement dans des territoires qui sont déjà soumis à de nombreuses pressions **anthropiques***, dont plusieurs sont intensifiées par le changement climatique.

* Les termes marqués d'un astérisque sont définis dans le [glossaire](#)

INTRODUCTION

Selon le dernier rapport de l'IPBES*, le changement climatique est la 3^{ème} cause d'érosion de la biodiversité, après la perte d'habitat et la surexploitation (Díaz *et al.*, 2019). Il pourrait les surpasser et devenir la menace principale au cours des prochaines décennies (Leadley *et al.*, 2010). Cependant, la multiplicité des projections se basant sur différents scénarios rend difficile une prévision claire de l'ampleur des pressions à venir sur les écosystèmes, les espèces et leurs populations (Pereira *et al.*, 2010). Le changement climatique aurait déjà affecté négativement la répartition de 47 % des mammifères terrestres et de 23 % des oiseaux (Díaz *et al.*, 2019). Avec un réchauffement de 1,5 à 2°C, les aires de distribution de la majorité des espèces terrestres devraient se contracter de manière importante (Díaz *et al.*, 2019).

RCP (Representative Concentration Pathway) : scénarios de trajectoire du forçage radiatif terrestre* établis par le GIEC*. On en distingue 4 : 2.6 (scénario optimiste), 4.5 & 6 (scénarios intermédiaires) et 8.5 (scénario émetteur). Leur valeur correspond au nombre de watts supplémentaires par mètre carré du bilan radiatif pour 2100 selon l'évolution des émissions de gaz à effet de serre. Le scénario RCP 2.6 correspond ainsi à un forçage de +2,6 W/m².

Le changement climatique actuel constitue une menace majeure pour la biodiversité, car les espèces qui ne pourront pas s'y adapter ou se déplacer risquent l'extinction (Carvalho *et al.*, 2010). Les constats et les projections des scientifiques confirment une dégradation croissante de la biodiversité dans le contexte de changement climatique. En premier lieu, le risque d'extinction va s'accroître pour une grande partie des espèces durant le 21^{ème} siècle et au-delà, en particulier lorsque le changement climatique interagit avec d'autres facteurs de pression (IPCC, 2014b).

Par ailleurs, les effets sur les aires de répartition et la richesse spécifique* sont plus prononcés dans les scénarios de fortes émissions (RCP 6 et 8.5). De nombreuses espèces animales et la plupart des espèces végétales ne pourront pas déplacer leur zone de distribution assez rapidement pour suivre le déplacement de leur zone climatique optimale (IPCC, 2014b). La réduction des aires de répartition sera plus importante pour les espèces endémiques, particulièrement sensibles (IPBES, 2018a).

Enfin, dans le monde entier, des forêts font face à un déclin alarmant à cause du changement climatique et de l'invasion de parasites ou d'agents pathogènes* exotiques (Homet *et al.*, 2019). Plusieurs études ont établi un lien entre les épisodes climatiques extrêmes (sécheresse, vagues de chaleur) et l'augmentation des taux de défoliation* et de mortalité des arbres (Sangüesa-Barreda *et al.*, 2015).

Le changement climatique provoque également des pertes de diversité génétique - bien que des informations à ce sujet spécifiques à l'Afrique fassent défaut (IPBES, 2018a) - ce qui risque de limiter les capacités des espèces à s'adapter (Couvreur, comm. pers.). L'altération de la diversité génétique et spécifique a des implications potentiellement fortes pour les services écosystémiques (Bellard *et al.*, 2012). En Europe, la réduction de la diversité phylogénétique* sera particulièrement importante dans le sud, entraînant une perte conséquente d'histoire évolutive (Thuiller *et al.*, 2011).

Les différents groupes taxonomiques* ne sont pas affectés de la même manière. Les amphibiens et les oiseaux migrateurs, par exemple, sont particulièrement touchés par les modifications du climat (Pounds *et al.*, 2006 ; Miller-Rushing *et al.*, 2008). De même, la sensibilité des espèces à l'augmentation des températures est plus marquée en milieu marin (Blowes *et al.*, 2019).

Dans certains territoires, sur terre comme en mer, des espèces devront migrer pour trouver des habitats au climat approprié (IPBES, 2018a). La capacité de déplacement, variable selon les espèces, dépend notamment de la présence de continuités écologiques qui jouent un rôle de corridors climatiques. Il est donc primordial de limiter la fragmentation des habitats et de veiller à ce que les modifications d'occupation des sols n'agissent pas comme des barrières entravant la migration (Belle *et al.*, 2016).

Le changement climatique a déjà provoqué des déplacements de biomes et d'espèces vers les pôles et / ou en altitude pour les milieux terrestres (IPBES, 2018a) et en profondeur et / ou principalement vers le nord pour les milieux marins dans l'océan Atlantique nord (Kaimuddin *et al.*, 2016). Cette tendance devrait se poursuivre et s'accroître au cours du siècle (Loarie *et al.*, 2009). Il aura également des répercussions majeures sur l'extinction d'espèces qui devrait s'intensifier (Pimm *et al.*, 2014).

Le changement climatique impacte les espèces et leur répartition, mais aussi les écosystèmes, leurs fonctions et leur composition (IPBES, 2018a) et provoque une homogénéisation spatiale du vivant (IPBES, 2018b). Quel que soit le scénario, la proportion d'écosystèmes affectés par le changement climatique devrait augmenter au fil du temps (IPBES, 2018a). Les extinctions d'espèces pourraient gravement compromettre le fonctionnement des écosystèmes (Bellard *et al.*, 2012). Le changement climatique devrait aussi exacerber l'impact des espèces exotiques envahissantes dans de nombreux écosystèmes et aggraver le risque de propagation des maladies (IPBES, 2018a).

De plus, de nombreux services écosystémiques vont être affectés par les effets du changement climatique. C'est le cas de l'approvisionnement en ressources forestières (Dale *et al.*, 2010), piscicoles (Stram & Evans, 2009), agricoles (Howden *et al.*, 2007), du contrôle des parasites et espèces envahissantes (Ziska *et al.*, 2011) ou encore de la gestion des maladies (Harvell, 2002). Pour répondre à cela, il faut notamment revoir les modalités de gestion et de partage des ressources en eau dans un contexte de concurrence croissante entre milieux naturels et agricoles (Howden *et al.*, 2007) et les autres usages qui en sont faits par les populations et l'industrie.

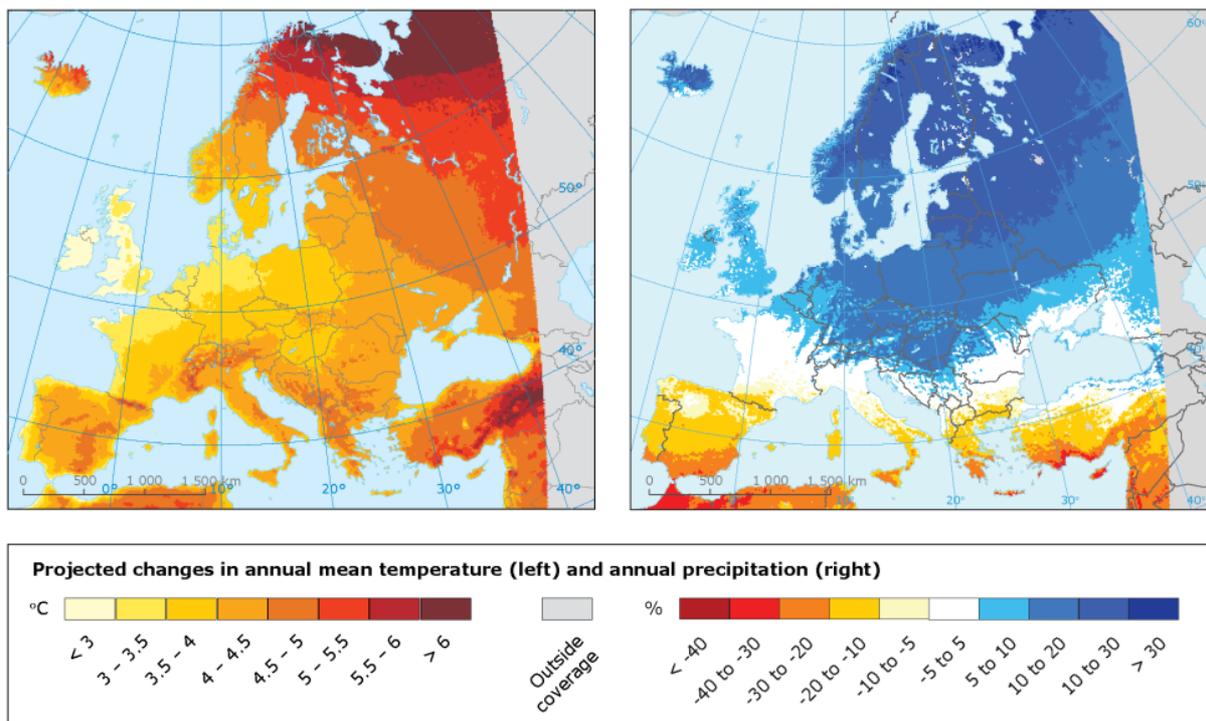
I. EUROPE

A. OBSERVATIONS ET PERSPECTIVES CLIMATIQUES

Avec une température moyenne de 13,9°C, l'année 2018 a été la plus chaude jamais connue en France métropolitaine depuis le début du 20^{ème} siècle, soit une hausse de 2,1°C par rapport à la période 1961-1990 (SDES, 2019). Sur la période 1961-2010, le nombre de jours de gel annuel moyen a chuté de 12,5, soit -2,5 jours par décennie (SDES, 2019). L'évolution des températures est sujette à une forte disparité spatiale. En France, la température moyenne est restée stable entre 1950 et 2010 dans un périmètre restreint des Pyrénées alors qu'elle a augmenté de 4°C autour du massif du Mont-Blanc (Massetti & Wroza, 2019). De même, l'élévation du niveau de la mer n'est pas également répartie. Selon les données du SHOM (Service Hydrographique et Océanographique de la Marine), entre 1900 et 2015, la hausse est de 19 cm à Brest pour l'océan Atlantique contre 10 cm à Marseille pour la mer Méditerranée (Massetti & Wroza, 2019). Dans le bassin méditerranéen, un changement du climat a été constaté à partir des années 70 avec plusieurs sécheresses régionales (Sangüesa-Barreda *et al.*, 2019).

Dans le scénario le plus pessimiste, les températures moyennes pourraient augmenter de plus de 6°C en Europe du Nord en un siècle (carte 1). Quant aux températures estivales maximales, elles pourraient croître d'ici 2100 de 6,6°C en Bretagne et jusqu'à 12,9°C dans l'est de la France, où elles pourraient alors atteindre 55,3°C (Bador *et al.*, 2017). Une augmentation des précipitations est prévue au nord du continent alors qu'elles devraient diminuer dans le sud, déjà concerné par un stress hydrique important (carte 1).

Le bassin méditerranéen est considéré comme l'une des régions les plus sensibles au changement global dans le monde (Doblas-Miranda *et al.*, 2017). Les écosystèmes méditerranéens souffriront de l'augmentation de la température, des changements de précipitations (en baisse dans la plupart des cas), de l'augmentation de la fréquence des sécheresses et des incendies (IPCC, 2014a ; IPBES, 2018b). La baisse de fréquence des fortes précipitations va affecter la disponibilité des eaux souterraines, de façon deux fois plus importante dans le scénario émetteur (RCP 8.5) que dans le scénario modéré (RCP 4.5) (Moutahir *et al.*, 2017).



Carte 1 : Projection de l'évolution des températures moyennes annuelles et des précipitations en Europe entre 1971-2000 et 2071-2100 selon le RCP 8.5 (EEA, 2015)

B. IMPACTS SUR LA BIODIVERSITÉ ET LES ÉCOSYSTÈMES

Les forêts couvrent environ 40 % de la superficie de l'UE et abritent une grande partie de la biodiversité européenne (MAES, 2018). Le changement climatique est le principal facteur de changement des forêts européennes et ses effets pourraient être considérables dans les décennies à venir (EFESE, 2018). D'ici 2085, 31 à 42 % de la surface de l'Europe devrait être couverte par un type de végétation différent (Hickler *et al.*, 2012). En Europe, au cours de la période 1990-2008, le réchauffement correspond à un déplacement des températures vers le nord de 249 km (Devictor *et al.*, 2012). En 2008, il fallait donc se déplacer en moyenne de 249 km vers le nord depuis un point donné pour trouver des températures équivalentes à celles mesurées 18 ans plus tôt. Dans le même temps, les oiseaux sont montés de 114 km et les papillons de 37 km en latitude (Devictor *et al.*, 2012). Certaines espèces, animales comme végétales, montent aussi en altitude pour trouver des conditions climatiques optimales (Attorre *et al.*, 2011). Ainsi, en Suisse, entre 2003 et 2010, les plantes vasculaires sont montées en altitude de 8 mètres en moyenne, les papillons de 38 mètres et les oiseaux de 42 mètres (Roth *et al.*, 2014).

À ce décalage spatial s'ajoute un décalage temporel avec un risque de désynchronisation de la ressource alimentaire ou du stade de végétation de l'habitat de certaines espèces par rapport à leur cycle de vie (Bellard *et al.*, 2012). En effet, on constate des changements de la période de floraison des plantes et de la période d'activité des insectes pollinisateurs, ce qui entraîne des déséquilibres entre les niveaux trophiques pouvant mener à des extinctions (Kiers *et al.*, 2010). Chez les papillons, la modification du régime des précipitations a un impact aussi important que les changements de températures en termes de dynamique des populations (Mills *et al.*, 2017). Le changement climatique n'affecte pas seulement les limites extérieures des aires de répartition, mais également leur zone cœur (Lenoir *et al.*, 2008). Ces modifications de la distribution des espèces restent difficiles à prévoir mais pourraient occasionner une véritable recomposition des paysages forestiers (EFESE, 2018). Malgré l'augmentation des superficies forestières et des sites protégés en Europe, l'état de conservation des habitats forestiers de l'annexe I de la Directive Habitats (habitats naturels ou semi-naturels d'intérêt communautaire) se dégrade. Seuls 15 % des habitats sont dans un état favorable, 54 % dans un état défavorable inadéquat et 26 % défavorable mauvais (EEA, 2016).

Les forêts sont à l'origine d'importants services écosystémiques tels que le piégeage du carbone, le maintien de la biodiversité (Lausch *et al.*, 2016), la production de ressources (bois, liège, champignons, baies, plantes aromatiques, noix, etc.), des activités récréatives (Daly, 2016), l'atténuation des changements climatiques ou encore le filtrage de l'eau et le maintien des ressources en eau (Trumbore *et al.*, 2015). Mais elles subissent de nombreuses pressions d'origine anthropique : le changement climatique (notamment les phénomènes de sécheresse (Millar & Stephenson, 2015) et les incendies plus fréquents et plus intenses qui en résultent), la pollution atmosphérique (Mate *et al.*, 2016), le changement d'usage des terres (surexploitation, imperméabilisation du sol, fragmentation par les routes et autres infrastructures linéaires), les maladies et parasites ou encore les espèces exotiques envahissantes (MAES, 2018). Malgré la grande quantité d'informations issues de relevés de terrain dans les écosystèmes forestiers et de télé-détection, l'évaluation de l'état des forêts reste difficile. En effet, il n'y a pas de consensus sur les indicateurs à utiliser pour mesurer l'état de santé de ces écosystèmes, certains étant spatialement ou temporellement limités et donc non généralisables (MAES, 2018).

1. Forêts méditerranéennes ([carte 3](#))

Les forêts méditerranéennes représentent 1,8 % de la surface forestière mondiale et sont sous l'influence d'un climat caractérisé par des hivers frais et humides et des étés chauds et secs, causant un stress hydrique (Gauquelin *et al.*, 2016). La disponibilité en eau est donc le principal facteur limitant pour la croissance des peuplements forestiers et la sécheresse est identifiée comme responsable majeur du dépérissement des forêts (Sánchez-Salguero *et al.*, 2012). Or, l'élévation des températures provoque une évapotranspiration plus forte et donc une réduction des réserves en eau du sol (Condés & García-Robredo, 2012). Dans le cadre d'une expérimentation, la sécheresse a augmenté significativement la mortalité, avec un taux de survie 20,6 % plus faible pour les Pins noirs (*Pinus nigra*) qui y étaient exposés (Thiel *et al.*, 2012). La croissance des arbres est également impactée par l'évolution du climat. Si pour plusieurs arbres méditerranéens, il y a moins de recrues (nouveaux plants qui s'établissent) aux altitudes basses des aires de répartition, la croissance y est plus rapide, ce qui pourrait contrebalancer pour certaines populations l'effet négatif du réchauffement sur la survie des espèces à la limite inférieure de leur aire de répartition (Benavides *et al.*, 2015).

Sur 22 espèces végétales de la région méditerranéenne non menacées en 2014, toutes devraient l'être en 2050 selon le scénario RCP 8.5 dont 30 à 45 % en danger critique, perdant plus de 80 % de leur aire de distribution (Casazza *et al.*, 2014). Avec le scénario RCP 4.5, 67 à 95 % seraient menacées d'ici 2050 dont 5 à 13 % en danger critique (Casazza *et al.*, 2014). De même, un nombre important de vertébrés du bassin méditerranéen, en particulier les endémiques, seront gravement menacés par le changement climatique (Maiorano *et al.*, 2013). Selon le scénario RCP 6, les mammifères d'Europe pourraient perdre 13,7 à 21,5 % (en fonction de la dispersion) d'habitat propice entre 2000 et 2050 (Rondinini & Visconti, 2015).

En prenant en compte les variables climatiques et d'habitat, une réduction d'aire de répartition est prévue pour 71 % des oiseaux nicheurs européens d'ici 2050 avec 35 % des espèces qui perdraient plus de 25 % de leur distribution alors que 7 % verraient leur territoire s'agrandir de plus de 25 % (Barbet-Massin *et al.*, 2012). Le déclin de certaines populations d'oiseaux migrateurs tels que le Gobemouche noir (*Ficedula hypoleuca*) pourrait être attribué aux effets du changement climatique. En effet, les insectes sont abondants plus tôt dans la saison, ce qui affecte la disponibilité en nourriture pour les juvéniles et donc le succès reproducteur des insectivores (González-Braojos *et al.*, 2017).

Les interactions entre les différentes pressions provoquées par les changements globaux restent mal comprises (Doblas-Miranda *et al.*, 2015). Nous n'avons par exemple pas à ce stade de compréhension globale de la façon dont l'évolution des dommages causés aux forêts par les ravageurs et pathogènes exotiques va s'articuler avec d'autres conséquences du changement climatique (Homet *et al.*, 2019).

En Europe, le changement climatique devrait particulièrement affecter le pourtour méditerranéen, ce qui suscite de "graves préoccupations" pour la conservation de la biodiversité dans cette région riche en espèces, notamment dans les péninsules ibérique et italienne (Maiorano *et al.*, 2013). Les caractéristiques géographiques et le relief peuvent localement avoir une influence notable sur les impacts du changement

climatique sur les écosystèmes forestiers (Attorre *et al.*, 2011). Il pourrait aussi impacter négativement la vie dans les sols, notamment les champignons *mycorhiziens** et les processus écosystémiques associés tels que la nutrition des arbres, le stockage de l'eau, la décomposition de la matière organique et le recyclage des nutriments (Castaño *et al.*, 2018).

Dans la péninsule italienne, le changement climatique devrait provoquer une réduction du couvert forestier et menacer d'extinction locale le Tilleul à petites feuilles (*Tilia cordata*) et le Pin sylvestre (*Pinus sylvestris*) dont l'aire de répartition pourrait se réduire de 77,8 % dès 2050 et de 99,1 % d'ici 2080 (Attorre *et al.*, 2011) selon le scénario RCP 8.5. En revanche, elle pourrait être multipliée par deux pour le Pin d'Alep (*Pinus halepensis*), par trois pour l'Orme champêtre (*Ulmus minor*) et par cinq pour le Chêne liège (*Quercus suber*) d'ici 2080 (Attorre *et al.*, 2011).

En Espagne, la croissance des arbres devrait être altérée pour le Pin parasol (*Pinus pinea*), mais accélérée pour le Chêne vert (*Quercus ilex*) (de-Dios-García *et al.*, 2018). Dans la péninsule Ibérique, certaines espèces comme le Hêtre commun (*Fagus sylvatica*), le Genévrier commun (*Juniperus communis*) ou le Pin sylvestre risquent de perdre 97 à 99 % de leur aire de répartition d'ici la fin du siècle pour le scénario RCP 8.5 alors que le Genévrier cade (*Juniperus oxycedrus*) ou le Pin d'Alep pourraient occuper un territoire bien plus vaste, respectivement de 331 et 368 % (Ruiz-Labourdette *et al.*, 2012).

Les conditions climatiques n'affectent pas les arbres de la même manière au cours de leurs différents stades de croissance. Pour le Chêne liège, la survie des arbres adultes diminue avec des températures printanières plus chaudes, mais le *recrutement** est amélioré grâce à des températures hivernales plus douces (Ibáñez *et al.*, 2014). La texture du sol influence aussi la survie qui, avec des précipitations hivernales plus abondantes, augmente dans les sols sablonneux mais diminue dans les sols argileux (Ibáñez *et al.*, 2014).

En France, les modèles prévoient une réduction de l'aire du Pin sylvestre alors que le Chêne vert serait lui favorisé par le changement climatique (Cheaib *et al.*, 2012). Le Hêtre commun, sensible à des conditions plus sèches et chaudes (ONF, 2015) pourrait perdre 36 à 61 % de son territoire d'ici 2100 et des extinctions locales pourraient advenir même au cœur de son aire de répartition (Saltré *et al.*, 2015). Une hausse moyenne de 2°C pourrait étendre le domaine méditerranéen jusqu'à la Loire (EFESE, 2018).

Liste Rouge de l'UICN (Union Internationale pour la Conservation de la Nature) : outil mesurant l'état de conservation des espèces et des écosystèmes. Elle distingue différents niveaux de menaces : préoccupation mineure (LC), quasi menacée (NT), vulnérable (VU), en danger (EN), en danger critique (CR) et éteinte (EW). Une espèce ou un écosystème est dit "menacé" si son statut est compris entre VU et CR.

En France, l'UICN distingue 19 écosystèmes dans le biome des forêts méditerranéennes, dont un, les pinèdes à Pin de Salzman (*Pinus nigra* subsp. *salzmannii*), classé en danger (notamment à cause des incendies), trois vulnérables, sept quasi-menacés et trois en préoccupation mineure (UICN France, 2018). 17 % des habitats forestiers d'intérêt communautaire évalués dans la région méditerranéenne sont dans un état de conservation favorable, 33 % dans un état défavorable inadéquat et 44 % dans un état défavorable mauvais (DHFF & UMS PatriNat, 2019). En métropole, 517 plantes forestières sont menacées sur les 878 espèces évaluées dans le cadre de la Liste rouge nationale, soit 59 % (MAAF & IGN, 2016). En région Provence-Alpes-Côte d'Azur, 51 % du territoire est boisé, soit plus de 16 000 km² et 97 % des communes sont sensibles au risque de feu de forêt (OFME, 2018). Plusieurs études prévoient une augmentation de l'activité des incendies dans les écosystèmes méditerranéens au cours du siècle (Duane *et al.*, 2019). Or, si le brûlage contrôlé peut favoriser la biodiversité, les feux de forêt non maîtrisés sont susceptibles d'avoir des conséquences négatives majeures pour les écosystèmes (Forest Europe, 2015).

2. Forêts tempérées de feuillus et mixtes ([carte 3](#))

Parmi les forêts tempérées d'Europe, 36 % sont dominées par les feuillus et 19 % des peuplements mixtes (Forest Europe, 2015). Les forêts les plus anciennes abritent de nombreuses espèces, notamment des mousses, des lichens, des champignons, des coléoptères et des oiseaux (IPBES, 2018b). 58 % des 454 espèces d'arbres européens sont endémiques au continent et 42 % des 397 espèces évaluées sont menacées selon l'UICN (Rivers *et al.*, 2019), ce qui en fait l'un des groupes les plus en danger à l'échelle européenne. Les sorbiers (genre *Sorbus*) sont particulièrement touchés, 76 % des 170 espèces européennes étant menacées, dont 57 en danger critique (Rivers *et al.*, 2019).

Parmi les habitats les plus altérés, les ripisylves (forêts bordant les cours d'eau) ont subi des pertes importantes dans la majeure partie du réseau fluvial européen, affectées notamment par les modifications des réseaux hydrologiques (Janssen *et al.*, 2016).

La croissance des Chênes pédonculé (*Quercus robur*) et rouvre (*Quercus petraea*) est accélérée par l'augmentation de la température moyenne et des précipitations tandis que le Hêtre commun et le Frêne commun (*Fraxinus excelsior*) ne sont significativement favorisés que par la hausse des précipitations (Maes *et al.*, 2019). Les faibles précipitations au printemps et en été sont le principal facteur limitant pour la croissance des Sapins blancs (*Abies alba*) sur un siècle de données (Martínez-Sancho & Merino, 2019).

Un climat plus chaud et plus sec, en provoquant la perte d'espèces clés, affectera les relations entre diversité et productivité des forêts tempérées et donc leur résilience face au changement climatique (Morin *et al.*, 2018). Dans les sites les plus froids, l'augmentation de la température moyenne améliore la productivité forestière mais cette dernière diminue aux latitudes inférieures en raison de la baisse des précipitations (Morin *et al.*, 2018).

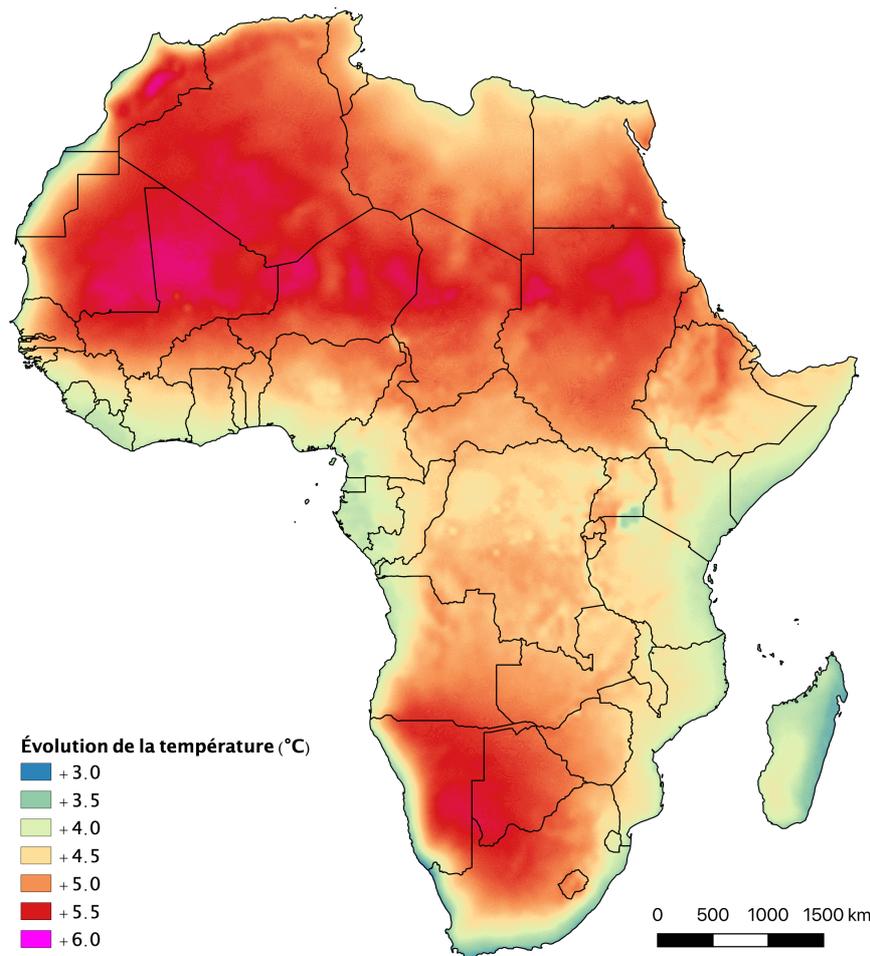
Les modèles projettent d'importantes réductions des aires de répartition pour les arbres des forêts tempérées de basse altitude en raison du changement climatique (Cheaib *et al.*, 2012), notamment à cause de l'aridification (IPBES, 2018b). Une étude menée sur 43 espèces d'arbres européens a révélé que 19 d'entre elles sont déjà affectées par le changement climatique dont 18 subissent une mortalité plus forte avec l'augmentation des températures ou la diminution des précipitations (Taccoen *et al.*, 2019). L'intervention humaine et les conditions climatiques favorisent le remplacement des forêts de feuillus par des forêts de conifères, plus sensibles aux feux de forêt réguliers (IPBES, 2018b).

L'expansion du Bostryche typographe (*Ips typographus*), coléoptère ravageur des forêts épicéas, étant favorisée par le changement climatique qui accroît le nombre de générations, le risque d'infestations massives augmente (Jakoby *et al.*, 2019). D'autres parasites comme la Processionnaire du pin (*Thaumetopoea pityocampa*) profitent aussi des hivers moins rigoureux pour se propager vers le nord, à un rythme moyen de 4 km par an (EFESE, 2018).

II. AFRIQUE

A. OBSERVATIONS ET PERSPECTIVES CLIMATIQUES

Le changement climatique a déjà des impacts négatifs sur les écosystèmes d'Afrique, avec une modification des régimes pluviométriques et des températures (IPBES, 2018a). Les publications scientifiques récentes confirment la trajectoire en cours vers des "niveaux de réchauffement catastrophiques" en Afrique, continent le plus vulnérable au changement climatique avec une capacité d'adaptation relativement faible (IPBES, 2018a). Les températures devraient y augmenter plus vite qu'à l'échelle mondiale (James & Washington, 2013) et jusqu'à deux fois plus rapidement dans certaines régions comme l'ouest du Sahara ou le bassin du Kalahari, en Afrique australe (Engelbrecht *et al.*, 2015) où les températures moyennes pourraient atteindre + 6°C d'ici la fin du siècle selon le RCP 8.5 (carte 2). L'Afrique de l'Est et les zones côtières du continent subiraient une hausse de l'ordre de 3 à 4°C.



Carte 2 : Projection de la hausse des températures moyennes annuelles pour la période 2071-2100 par rapport à 1961-1990 selon le RCP 8.5. Données : Platts *et al.*, 2015 - Carte : FRB, 2019

La variabilité des précipitations devrait augmenter dans la plupart des régions et la majorité des modèles suggèrent que la différence entre la saison des pluies et la saison sèche sera plus marquée à l'avenir (de Wasseige *et al.*, 2013). Les forêts d'Afrique centrale pourraient devenir plus humides, à l'inverse des zones boisées périphériques et des savanes qui s'assécheraient (de Wasseige *et al.*, 2013). Preuve que les projections sur l'évolution des précipitations demeurent incertaines (Rowell *et al.*, 2016), d'autres travaux concluent que, quel que soit le scénario d'émissions, les précipitations annuelles ne devraient pas changer de façon importante en Afrique centrale (Haensler *et al.*, 2013).

En revanche, tous les scénarios s'accordent à dire que les inondations, sécheresses et incendies vont devenir plus extrêmes, plus fréquents et plus intenses (IPBES, 2018a), aggravant le déficit en eau dans des régions comme l'Afrique du Nord où elle est déjà rare (Terink *et al.*, 2013). La plupart des projections pour l'Afrique australe y décrivent un avenir plus chaud et plus sec avec des conséquences "catastrophiques" pour l'environnement (Hoffman *et al.*, 2019).

Les eaux intérieures et les systèmes côtiers subiront des impacts importants : élévation du niveau de la mer, modification des remontées d'eau et des ondes de tempêtes, changement de température et de pH des eaux de surface, baisse de la qualité de l'eau (Niang & Ruppel, 2014) et certains lacs pourraient s'assécher (Campbell *et al.*, 2009). Deux pays d'Afrique figurent parmi les 15 pays les plus exposés au risque de submersion : le Nigeria et l'Égypte, où une montée d'un mètre du niveau de la mer inonderait 25 % du delta du Nil (Lacroix *et al.*, 2019) et 13 % des terres agricoles du pays (Dasgupta *et al.*, 2009), les rendant infertiles.

B. IMPACTS SUR LA BIODIVERSITÉ ET LES ÉCOSYSTÈMES

La plupart, sinon tous les écosystèmes terrestres d'Afrique ont déjà subi d'importantes pertes de biodiversité au cours des 30 dernières années, impactant négativement les services écosystémiques, et cette tendance devrait se poursuivre. En effet, l'ensemble des six facteurs principaux qui affectent la biodiversité en Afrique – changement climatique, perte d'habitat, surexploitation, pollution, espèces exotiques envahissantes et commerce illégal d'espèces sauvages – devraient s'intensifier dans le futur (IPBES, 2018a).

La hausse des températures, la diminution des précipitations, l'allongement des saisons sèches et l'augmentation du risque incendie qui en résulte sont susceptibles de devenir d'importants facteurs de changement pour les écosystèmes. Les impacts directs comprennent le *stress physiologique**, la mortalité, le changement d'aire de répartition et la modification de la composition et de la fonctionnalité des écosystèmes (IPBES, 2018a).

Le développement des activités industrielles, parmi lesquelles l'installation d'oléoducs et de gazoducs ou l'exploitation de champs pétroliers et gaziers ont déjà des impacts considérables : déforestation, dégradation des terres, pollutions, érosion des sols et perte de biodiversité (IPBES, 2018a). En s'ajoutant aux autres pressions anthropiques, elles font peser un risque d'extinction sur de nombreuses espèces endémiques (Burgess *et al.*, 2017). Thieme *et al.* (2010) recommandent de réduire rapidement les pressions non climatiques sur les écosystèmes afin de laisser plus de chance aux espèces qui y vivent de s'adapter aux nouvelles conditions provoquées par le changement climatique.

Points chauds de biodiversité : territoire qui contient au moins 1500 plantes endémiques et qui a perdu plus de 70 % de sa végétation d'origine (CEPF, 2019). On en compte 36 dans le monde (dont neuf en Afrique), abritant plus de la moitié des plantes et vertébrés terrestres endémiques (Habel *et al.*, 2019). Ils sont particulièrement menacés en Afrique tropicale, où la pression démographique et la demande de terres agricoles sont les plus fortes (Habel *et al.*, 2019). La vitesse et l'ampleur de la perte d'habitat sont amplifiées par la pression climatique ; quatre des six *points chauds* qui pourraient subir un changement climatique significatif sur plus de 50 % de leur surface sont situés en Afrique (Habel *et al.*, 2019).

Le bassin méditerranéen, qui comprend le sud de l'Europe, une partie du Proche Orient et le nord du Maghreb est le 3^{ème} *point chaud de biodiversité*, comprenant la plus grande diversité végétale au monde avec 22 500 plantes dont 11 700 sont endémiques. Madagascar avec les îles de l'océan Indien est classé 4^{ème} avec 13 000 plantes dont 11 600 spécifiques à cette région, soit 89 % d'endémisme, taux le plus élevé au monde (Mittermeier *et al.*, 2004 ; Habel *et al.*, 2019). En Afrique continentale, la République Démocratique du Congo (RDC), la Tanzanie et le Cameroun sont les pays ayant la plus grande richesse floristique avec respectivement 8860, 8727 et 6883 espèces de plantes recensées (Sosef *et al.*, 2017). Parmi les *points chauds de biodiversité* africains, la région floristique du Cap est la plus préservée avec 32,9 % de la surface d'origine qui subsiste alors que les forêts côtières d'Afrique de l'Est sont les plus affectées, avec seulement 3,8 % de leur couverture initiale (Habel *et al.*, 2019).

D'ici 2085, les zones climatiques optimales de 81 à 97 % des 5197 espèces végétales africaines évaluées pourraient se réduire. 25 à 57 % d'entre elles devraient en perdre l'intégralité en considérant une capacité de dispersion maximale et 34 à 76 % si cette dernière est considérée comme nulle (McClellan *et al.*, 2005). L'augmentation des températures et les pluies plus tôt dans la saison provoquent une floraison précoce chez de nombreuses plantes d'Afrique de l'Ouest (Clerget *et al.*, 2004) mais aussi une émergence anticipée de certains papillons en Afrique de l'Est (van Velzen *et al.*, 2013). De même, on constate un avancement de la période de reproduction chez les amphibiens en Afrique australe (Matthews *et al.*, 2016) et de nombreux oiseaux commencent à chanter et à migrer plus tôt (Simmons *et al.*, 2004).

On observe une tendance au développement de la végétation *ligneuse** et des changements brusques des strates de végétation pourraient intervenir localement, entraînant la modification de certains biomes avec une transition vers des milieux caractérisés par une *biomasse** plus élevée avec une dominance de plantes ligneuses (Higgins & Scheiter, 2012). Des savanes pourraient ainsi laisser place à une végétation

forestière à cause de la concentration croissante de CO₂ dans l'atmosphère (Zhu *et al.*, 2016). De même, la modification des régimes de précipitations et leur variabilité inter et intra-saisonnière pourraient avoir des effets prononcés sur la structure de la végétation et la production de biomasse des plantes (Cramer & Hoffman, 2015). En Afrique de l'Ouest, la couverture forestière devrait se réduire sur la côte sous l'effet du changement climatique (Heubes *et al.*, 2011).

La biodiversité augmente habituellement avec la densité de biomasse (Pelletier *et al.*, 2017), mais ce n'est pas le cas dans le Sahel sénégalais, où l'abondance de 11 des 16 espèces ligneuses a décliné entre 1987 et 2013 alors que la biomasse des ligneux a doublé pendant cette période (Brandt *et al.*, 2015). De même, l'augmentation de la couverture ligneuse dans les savanes d'Afrique australe devrait entraîner une perte de richesse spécifique chez les oiseaux (Sirami *et al.*, 2009) et une dégradation de l'habitat de certains mammifères tels que le Guépard (*Acinonyx jubatus*) (Muntifering *et al.*, 2006).

La forêt pourrait également progresser en Éthiopie (van Breugel *et al.*, 2016). En revanche, les forêts humides qui s'étendent de la Guinée au Ghana ont subi une diminution du couvert végétal ligneux entre 2001 et 2015 au profit de la strate herbacée, ce qui, dans cette région, s'expliquerait plutôt par les changements d'usage des terres et l'extraction de ressources que par l'évolution du climat (Liu *et al.*, 2016). S'il devrait y avoir un verdissement global (Zhu *et al.*, 2016), on s'attend à de fortes disparités régionales (Kaptué *et al.*, 2015) mais ce phénomène reste mal compris donc difficilement prévisible (Higgins & Scheiter, 2012).

La déforestation tropicale modifie le climat local, le rendant plus chaud et plus sec (Lawrence & Vandecar, 2015). Entre 2014 et 2018, c'est en Afrique qu'elle a le plus progressé avec 146 % de perte supplémentaire, soit 4500 km² par an. Six des dix pays tropicaux au monde ayant perdu la plus grande proportion de forêts sur cette période sont situés sur la côte ouest de l'Afrique : Cameroun, Ghana, Guinée équatoriale, Libéria, Nigéria et Sierra Leone (NYDF, 2019). De 2010 à 2015, le Nigeria a subi le plus fort taux de déforestation au monde, perdant 5 % de couverture forestière par an (FAO, 2016).

Le changement climatique aggrave la dégradation des sols en Afrique (Thiombiano & Tourino-Soto, 2007) et causera probablement une augmentation de 5 à 8 % de la surface des terres arides et semi-arides du continent (IPBES, 2018a). Le sud-ouest du continent, la Corne de l'Afrique et le Sahel occidental devraient être particulièrement touchés par la désertification et les sécheresses liées au changement climatique (UNEP-WCMC, 2016 ; Gan *et al.*, 2016).

Les espèces qui occupent des habitats très spécifiques telles que les Gorilles des montagnes (*Gorilla beringei*) et les guépards sont particulièrement menacées, car leurs populations sont de plus en plus isolées par le changement d'usage des terres et le changement climatique (IPBES, 2018a). Les guépards subsistent seulement sur 9 % de leur territoire initial, principalement dans des aires protégées qui couvrent 77 % de leur aire de répartition actuelle (Durant *et al.*, 2017).

À l'échelle mondiale, la RDC est classée 2^{ème} en termes de perte estimée d'aires de répartition pour les mammifères d'ici 2050, suivie de la Tanzanie, du Kenya et de l'Afrique du Sud puis de plusieurs autres pays subsahariens (Visconti *et al.*, 2011). Les rongeurs sont parmi les plus impactés avec des pertes qui devraient par exemple atteindre 89 à 97 % du territoire de la Gerbille de Brauer (*Desmodilliscus braueri*). La situation est également préoccupante pour certaines espèces très localisées comme le primate *Galagoides nysae*, avec une perte estimée entre 63 et 74 % d'ici 2050 (Visconti *et al.*, 2011). Cependant, les efforts de recherche sur les modifications d'aires de répartition dues au changement climatique sont encore faibles pour l'Afrique (Lenoir & Svenning, 2015).

Sur les 405 mammifères évalués en Afrique, 290 (soit 72 %) seraient hautement sensibles au changement climatique (Carr *et al.*, 2014). Une tolérance étroite des plages de températures et de précipitations (pour 25 % des espèces) ainsi que la dépendance à l'égard d'un changement de météo ou de climat pour amorcer un événement clé du cycle biologique comme la reproduction (pour 23 %) en sont les principales raisons (Carr *et al.*, 2014). Les barrières géographiques empêchant la dispersion sont la première cause limitant l'adaptation. D'importantes lacunes de connaissances demeurent sur la capacité des espèces à s'adapter in situ grâce à l'évolution génétique, et ce sujet mérite d'être étudié plus en détail (Carr *et al.*, 2014).

Il existe peu de données sur les insectes pollinisateurs sauvages d'Afrique et les services écosystémiques que les populations humaines en retirent. Mais des déclin locaux sont déjà constatés et il est établi que le changement climatique, dans les scénarios moyens et hauts d'émissions, dépassera la vitesse maximale à laquelle de nombreux pollinisateurs tels que les bourdons et les papillons sont capables de se disperser ou de migrer, suggérant une détérioration probable de la pollinisation en Afrique (IPBES, 2016).

D'ici 2070-2099, 60 % des poissons d'eau douce d'Afrique de l'Ouest seront vulnérables au changement climatique et jusqu'à plus de 80 % dans certaines zones comme l'est du Mali. Sur les 311 espèces identifiées comme sensibles face à ce danger d'ici la fin du siècle, 62 sont déjà menacées (Belle *et al.*, 2016). On estime que le changement climatique va provoquer une baisse de 21 % de la valeur des prises de pêche, pouvant conduire à une perte de la moitié des emplois liés à cette activité et de 311 millions de dollars US par an pour l'économie de la région d'ici 2050 (Lam *et al.*, 2012).

La biodiversité et les services écosystémiques sont gravement affectés par des pressions anthropiques incluant entre autres le développement des activités extractives industrielles (Mallon *et al.*, 2015) auxquelles s'ajoutent les impacts du changement climatique qui intensifient ces pressions (IPCC, 2014b).

Bien que les modèles projettent une modification de la distribution pour l'ensemble de l'avifaune nicheuse d'Afrique subsaharienne (Hole *et al.*, 2009), le changement d'usage des sols devrait à court terme être le premier facteur de déclin des populations d'oiseaux (Jetz *et al.*, 2007).

Les forêts africaines assurent les moyens d'existence d'environ 100 millions de personnes, directement pour 60 millions de ruraux et indirectement pour 40 d'urbains vivant à proximité de milieux forestiers en leur fournissant nourriture, médicaments, combustibles, fibres, produits forestiers non ligneux et jouent des fonctions sociales et culturelles (Mayaux *et al.*, 2013).

La localisation et la délimitation des aires protégées d'Afrique ne sont généralement pas adaptées pour s'aligner avec les changements à venir d'aires de répartition des espèces, et ce quel que soit le scénario climatique (IPBES, 2018a) et le type d'organismes ou la région touchée. Cela concerne aussi bien les acacias en Afrique de l'Est (Marshall *et al.*, 2012), les reptiles au Maroc (Martínez-Freiría *et al.*, 2013) ou encore les ZICO (Zones Importantes pour la Conservation des Oiseaux) en Afrique australe (Coetzee *et al.*, 2009). De même, les aires protégées ont historiquement été créées selon des critères de diversité spécifique, mais sans prendre en compte la diversité génétique, nécessaire à l'adaptation des espèces (Couvreur, comm. pers.). Enfin, un tiers des zones protégées terrestres sont soumises à une pression humaine intense (Kroner *et al.*, 2019), ce qui peut inciter les décideurs à en réduire la protection ou même à les supprimer (Jones *et al.*, 2019).

1. Forêts méditerranéennes ([carte 4](#))

Le bassin méditerranéen ne couvre que 1,6 % de la surface terrestre du globe mais abrite 10 % de la richesse floristique mondiale (Medail & Quezel, 1999), bien qu'il ne subsiste que moins de 5 % de la superficie de sa végétation d'origine (Habel *et al.*, 2019).

En Afrique du Nord, la forêt méditerranéenne s'étend des plaines côtières aux collines du nord du Maroc, de l'Algérie et de la Tunisie (IPBES, 2018a). Situées à l'interface de deux continents et entre les climats tropicaux et tempérés, les forêts méditerranéennes du Maghreb abritent de nombreuses espèces rares avec un fort taux d'endémisme, pour la faune comme pour la flore (Medail & Quezel, 1999). Les études récentes sur la biodiversité dans cette région sont limitées, mais il est établi qu'elle est particulièrement menacée, notamment par le développement des activités humaines et la surexploitation des ressources (IPBES, 2018a). La superficie de certains habitats a déjà été considérablement réduite (table 1).

| | Forêts d'oliviers et de caroubiers | | | Forêts de chênes verts | | |
|---------|------------------------------------|---------|-----------|------------------------|---------|-----------|
| | origine | restant | perte (%) | origine | restant | perte (%) |
| Algérie | 10 000 | 1 000 | 90 | 18 000 | 6 800 | 62,2 |
| Maroc | 36 240 | 5 000 | 86,2 | 24 500 | 14 320 | 41,6 |

Table 1 : Perte de surface (en km²) d'habitats forestiers en Afrique du Nord (d'après IPBES, 2018a)

En Afrique australe, la forêt méditerranéenne est concentrée en Afrique du Sud, principalement dans le *point chaud* de la région floristique du Cap (Habel *et al.*, 2019). La formation végétale dominante est un *maquis*, spécifique à cette région appelé fynbos, riche en espèces, qui dépend à la fois des précipitations hivernales et des incendies, fréquents pendant la saison sèche (IPBES, 2018a). L'Afrique australe pourrait, selon les projections de changement climatique fort, perdre jusqu'à 65 % du fynbos (IPBES, 2018a), ce qui risque de causer une perte substantielle pour la biodiversité (Rutherford *et al.*, 2000).

2. Forêts tropicales humides (carte 4)

Les forêts tropicales d'Afrique sont particulièrement riches en biodiversité, mais un tiers de la flore y est potentiellement menacée d'extinction (Stévant *et al.*, 2019). Il est probable qu'un nombre important d'arbres n'y ait pas encore été décrit (Sosef *et al.*, 2017) et le risque d'extinction de la plupart des plantes tropicales n'a pas été évalué, ce qui complique l'identification des priorités de conservation (Stévant *et al.*, 2019). Les pays où la flore a été le mieux étudiée sont situés dans le golfe de Guinée (Bénin, Cameroun, Gabon, Côte d'Ivoire et Libéria), mais aucun n'est exploré de manière optimale (Sosef *et al.*, 2017).

L'Afrique de l'Ouest a perdu 83,3 % de ses forêts durant le 20^{ème} siècle (Aleman *et al.*, 2018) et cette tendance se poursuit mais ralentit, le taux de déforestation annuel étant passé de 1,1 % entre 1990 et 2000 à 0,35 % de 2000 à 2010 (Mayaux *et al.*, 2013). Le taux d'endémisme des vertébrés forestiers y est d'environ 20 % (table 2). Dans les aires protégées de cette région, 91 % des amphibiens, 50 % des mammifères et 39 % des oiseaux devraient se trouver dans des zones au climat moins propice d'ici 2100 (Baker & Willis, 2015). 13,2 % des mammifères et 18,1 % des amphibiens y sont déjà menacés (Mayaux *et al.*, 2013), tout comme plus de 65 % des plantes des forêts tropicales humides (Stévant *et al.*, 2019).

| | Oiseaux | Mammifères | Reptiles | Amphibiens | Total |
|-------------------------|---------|------------|----------|------------|-------------|
| Nombre d'espèces | 514 | 551 | 139 | 116 | 1320 |
| dont endémiques | 90 | 45 | 46 | 89 | 270 |
| % endémisme | 17,5 | 8,2 | 33,1 | 76,7 | moy. = 20,5 |

Table 2 : Diversité spécifique et endémisme des vertébrés dans les forêts d'Afrique de l'Ouest (d'après Myers *et al.*, 2000)

L'Afrique centrale concentre 89 % des forêts tropicales humides d'Afrique, soit 1 785 640 km² (Mayaux *et al.*, 2013) ce qui correspond à environ 20 % de la superficie mondiale de ces forêts (FAO & ITTO, 2011) et en fait la deuxième plus grande forêt tropicale humide au monde après l'Amazonie (Mayaux *et al.*, 2013). Une grande partie de la forêt tropicale du bassin du Congo se trouve en RDC, qui totalise 53,6 % des forêts pluviales d'Afrique (IPBES, 2018). Cependant, des zones forestières importantes se trouvent aussi au Gabon, en République du Congo, au Cameroun, en République centrafricaine et en Guinée équatoriale (Mayaux *et al.*, 2013). La forêt tropicale du bassin du Congo abrite 493 espèces de mammifères, 1100 espèces d'oiseaux et 288 espèces d'amphibiens (Mayaux *et al.*, 2013). On recense dans les forêts des plaines d'Afrique centrale environ 10 000 espèces végétales avec 30 % d'endémisme (MacKinnon *et al.*, 2016), taux le plus élevé à l'échelle régionale en Afrique (Sosef *et al.*, 2017).

Les forêts tropicales d'Afrique centrale stockent environ 39,2 Gt de carbone, ce qui correspond à 78,5 % du stockage total de carbone aérien en Afrique (Mayaux *et al.*, 2013). Le secteur qui connaît la déforestation la plus rapide est le nord de la République du Congo avec un fort développement des infrastructures routières et des pressions croissantes du secteur primaire et notamment des industries extractives (Mayaux *et al.*, 2013). Parmi les vertébrés de ces forêts, 15,3 % des amphibiens, 11,4 % des mammifères et 1,4 % des oiseaux sont menacés d'extinction (Mayaux *et al.*, 2013). La biodiversité tropicale d'Afrique centrale pourrait décliner à un rythme alarmant dans un avenir proche, en particulier à cause de l'émergence de nouveaux facteurs de pression incluant le changement climatique (IPBES, 2018a). Ce dernier est considéré comme une menace grandissante pour la forêt tropicale africaine, mais ses conséquences restent mal comprises et peu quantifiées (Malhi *et al.*, 2013).

Le développement des infrastructures routières accélère la dégradation et la perte des forêts intactes du bassin du Congo (Couturier, 2019). Entre 2001 et 2018, le bassin du Congo a perdu 220 000 km² de couverture forestière et de 2014 à 2019, trois pays (RDC, République du Congo et Cameroun) ont perdu 76 000 km² de couvert forestier (NYDF, 2019). En RDC, le défrichement par les petits exploitants est la première cause de déforestation et s'il poursuit sa croissance proportionnellement à la population, toutes les forêts primaires du pays auront été défrichées d'ici 2100 (Tyukavina *et al.*, 2018).

Les forêts d'altitude du Rift Albertin (Ouganda, RDC, Rwanda, Burundi et Tanzanie) contiennent la plus grande richesse spécifique et le taux d'endémisme de vertébrés le plus fort du continent africain (Plumptre *et al.*, 2007) mais ils devraient perdre 68 à 78 % d'habitat au climat propice d'ici 2080 (Ayebare *et al.*, 2018). Ces montagnes abritent notamment le Gorille des montagnes, l'un des grands mammifères les plus menacés d'Afrique, en danger critique d'extinction (Mallon *et al.*, 2015). Parmi les nombreuses menaces qui pèsent sur cette espèce, le changement climatique risque de provoquer un déplacement de l'habitat qui lui est favorable (Ayebare *et al.*, 2013). De plus, l'augmentation des températures et la modification des régimes pluviométriques sont susceptibles d'impacter la disponibilité de la nourriture et la qualité de l'habitat (McGahey *et al.*, 2013). Dans les montagnes de Tanzanie et du Kenya, la forêt a subi une perte totale estimée à 80 % de sa superficie historique (IPBES, 2018a).

Les zones humides du bassin central du Congo forment le plus vaste complexe de tourbières des tropiques, s'étendant sur environ 145 500 km² (Dargie *et al.*, 2017). On estime que la tourbe, d'une profondeur moyenne de deux mètres, stocke environ 30,6 Gt de carbone (Dargie *et al.*, 2017). Le delta du fleuve Ogooué au Gabon est l'un des sites les plus importants au monde pour la ponte des tortues marines, notamment la Tortue luth (*Dermochelys coriacea*) (IPBES, 2018a). Avec le développement de projets d'extraction de ressources, l'augmentation des impacts sur la biodiversité devrait se poursuivre, s'ajoutant aux autres menaces, dont le changement climatique (IPBES, 2018a).

En Afrique de l'Est, 93 % des forêts ont été éliminées au cours du 20^{ème} siècle (Aleman *et al.*, 2018). 12 % des vertébrés des forêts tropicales humides y sont endémiques (table 3). Ces forêts fragmentées à cause des activités humaines ne représentent donc plus qu'une petite proportion des forêts d'Afrique, mais sont riches en biodiversité (IPBES, 2018a), particulièrement sur les îles de l'océan Indien. On recense par exemple dans les forêts des basses terres, à l'est de Madagascar, 159 espèces de mammifères, 217 espèces d'oiseaux et 219 espèces d'amphibiens (Mayaux *et al.*, 2013) et 5 % des espèces végétales du monde (Brown & Gurevitch, 2004) avec 82 % d'endémiques (IPBES, 2018a).

| | Oiseaux | Mammifères | Reptiles | Amphibiens | Total |
|-------------------------|---------|------------|----------|------------|-------------|
| Nombre d'espèces | 585 | 183 | 188 | 63 | 1019 |
| dont endémiques | 22 | 16 | 50 | 33 | 121 |
| % endémisme | 3,8 | 8,7 | 26,6 | 52,4 | moy. = 11,9 |

Table 3 : Diversité spécifique et endémisme des vertébrés dans les forêts de Tanzanie et du Kenya, d'après Myers *et al.*, 2000

Le Kilimandjaro (5895 mètres) et le mont Kenya (5199 m), plus hauts sommets du continent, sont situés en Afrique de l'Est. Le changement climatique impactera les services écosystémiques associés aux montagnes (UNEP, 2014), par exemple en provoquant une diminution de la quantité de neige et de glace, limitant par conséquent leur fonction de "château d'eau" (IPBES, 2018a). Le lac Victoria, qui, parmi les lacs africains, présente le plus grand nombre d'espèces d'eau douce menacées (poissons, mollusques, odonates et crabes) (Vié *et al.*, 2009), subit de nombreuses pressions incluant l'extraction de ressources et le réchauffement climatique (Hecky *et al.*, 2010).

En Afrique australe, on s'attend à ce que le changement d'usage des terres (notamment lié à l'expansion de l'agriculture et aux activités minières) reste le premier facteur de perte de biodiversité au cours du siècle, devant le changement climatique, identifié comme deuxième menace pour cette région (Biggs *et al.*, 2008). En effet, l'Afrique devrait connaître prochainement une expansion rapide de l'exploitation minière qui pourrait avoir de lourds impacts sur l'environnement (Edwards *et al.*, 2014). Les populations de plantes et de vertébrés d'Afrique australe devraient décliner massivement au cours du siècle, deux à trois fois plus qu'au cours des siècles précédents (Biggs *et al.*, 2008). D'ici 2050 en Afrique du Sud et en Namibie, la richesse spécifique par habitat de la flore endémique devrait diminuer de 41 à 51 % et l'aire de répartition des espèces se réduire de 39 % selon le scénario le plus optimiste (Broennimann *et al.*, 2006). Entre 2010 et 2015, le Zimbabwe a connu le plus fort taux de déforestation dans cette région avec une perte de couverture forestière de 2,1 % par an (FAO, 2016).

Les zones humides d'Afrique australe sont parmi les plus diversifiées au monde (Darwall *et al.*, 2009) mais 84 % des rivières sont menacées, dont 54 % en danger critique (Nel *et al.*, 2007). Le changement climatique, et en particulier la hausse de fréquence des sécheresses, représente un risque supplémentaire pour ces écosystèmes, déjà soumis à de multiples pressions (IPBES, 2018a).

3. Mangroves et récifs coralliens ([carte 4](#))

L'augmentation des températures et l'accélération de l'élévation du niveau de la mer, provoquant érosion côtière et intrusions salines, vont intensifier les pressions sur les zones littorales, lagunes, zones humides et deltas (El-Nahry & Doluschitz, 2010) avec un impact croissant sur les récifs coralliens et les mangroves (Niang & Ruppel, 2014 ; IPBES, 2018a). Dans les pays insulaires en développement, 20 à 25 % des prises de pêche se font dans les mangroves et récifs coralliens (Lacroix *et al.*, 2019). La hausse des températures de l'eau provoque un déclin des effectifs pour les espèces tempérées alors que les espèces tropicales voient leurs populations croître (Lloyd *et al.*, 2012).

Mangroves

L'Afrique abrite 19 % de la surface mondiale de mangroves, mais 20 à 30 % ont été perdues au cours des 25 dernières années (IPBES, 2018a). Or, les mangroves tropicales sont des écosystèmes très riches et constituent des zones nourricières importantes (Lacroix *et al.*, 2019).

Les mangroves sont parmi les puits de carbone les plus efficaces, séquestrant à superficie égale des quantités de carbone jusqu'à dix fois plus élevées que les forêts tropicales à l'intérieur des terres (Hutchison *et al.*, 2014 ; Rotich *et al.* 2016). La masse de carbone stockée dans les sols et la végétation dépasse en moyenne 1000 tonnes par hectare dans cet écosystème (Donato *et al.*, 2011). Les mangroves sont à l'origine de fonctions écologiques et de services écosystémiques majeurs. Elles jouent un rôle de protection du trait de côte et donc de résilience des zones côtières face aux submersions (Gemenne & Rankovic, 2019), mais aussi de purification de l'eau, de production de bois et de refuge pour la biodiversité, notamment les ressources halieutiques (Hutchison *et al.*, 2014), dans une région où elles sont essentielles pour l'alimentation et la subsistance de nombreuses communautés côtières (IPBES, 2018a). En Afrique, la contribution apportée par les mangroves à la protection côtière est estimée, selon les régions, entre 3500 et 5000 \$ par km² et par an (IPBES, 2018a).

En Afrique du Nord, les surfaces de mangroves sont stables au Soudan et augmentent en Mauritanie, notamment grâce à des pressions limitées (IPBES, 2018 ; Sy, 2015).

En Afrique de l'Ouest, on trouve des mangroves de façon discontinue sur les côtes du Sénégal jusqu'au Delta du Niger pour une surface estimée entre 11 710 à 13 898 km² dont 53 à 66 % au Nigéria (Tang *et al.*, 2016), 5^{ème} pays au monde et premier d'Afrique avec la plus grande surface de mangroves (C. Giri *et al.*, 2011). Entre 1980 et 2006, les mangroves d'Afrique de l'Ouest ont décliné d'environ 25 % (IPBES, 2018a).

L'Afrique centrale cumule 4214 km² de mangroves (IPBES, 2018a). Au Cameroun, plus des deux tiers de ces écosystèmes ont subi un dépérissement entre 1980 et 2010 et l'îlot de mangrove de Kwélé-Kwélé, très sensible à l'élévation du niveau de la mer, a subi 89 % de pertes (Ellison & Zouh, 2012). Pour réduire la vulnérabilité des mangroves, les auteurs recommandent de "réduire les facteurs de stress non climatiques résultant des activités humaines". Les études sur les espèces marines et leur écologie en Afrique centrale restent largement insuffisantes (IPBES, 2018a).

En Afrique de l'Est et dans l'océan Indien, la plus grande surface de mangroves se trouve à Madagascar (table 4) mais elle s'est réduite de 14,3 %, soit 455 km² en 10 ans (1990-2000) (Giri & Muhlhausen, 2008). L'exploration et l'extraction de pétrole et de gaz sont parmi les plus grandes menaces potentielles pour les mangroves de cette région, faisant peser le risque de pollution par marée noire et de dommages aux milieux côtiers par la construction de terminaux et le développement de la navigation à proximité des côtes (Samoilys *et al.*, 2015). Selon les auteurs, il n'existe pas de carte détaillée des zones à risque.

| | Tanzanie | Madagascar | Seychelles | Somalie | Kenya |
|--------------------------|----------|------------|------------|---------|-------|
| Récifs coralliens | 3580 | 2230 | 1690 | 710 | 630 |
| Mangroves | 1287 | 2991 | 32 | 48 | 610 |

Table 4 : Surface (en km²) des récifs coralliens et mangroves d'Afrique de l'Est, d'après Samoilys *et al.*, 2015

L'érosion des fronts pionniers des mangroves de Mayotte, déjà très prononcée, est susceptible de s'accélérer (UICN France, 2017). En plus de la hausse du niveau marin, l'intensification des forçages liés aux vents et aux houles ainsi que la recrudescence attendue des phénomènes climatiques extrêmes auront des effets très importants sur les mangroves qui ne subsistent qu'à l'état de reliques par rapport aux superficies qu'elles couvraient il y a plusieurs décennies. Mais faute de connaissances, il n'est pas possible de quantifier précisément les surfaces perdues (UICN France, 2017).

En Afrique australe, l'augmentation des températures pourrait localement favoriser l'expansion des mangroves, par exemple vers le sud des estuaires d'Afrique du Sud (Naidoo, 2016) mais cela ne bénéficiera pas nécessairement à toutes les espèces de palétuviers, principales plantes ligneuses de cet écosystème (Quisthoudt *et al.*, 2013). Le Mozambique totalise 1800 km² de récifs coralliens et 2909 km² de mangroves (Samoilys *et al.*, 2015).

Récifs coralliens

L'augmentation de la concentration en CO₂ des océans provoque une acidification des eaux, qui, conjuguée à l'augmentation de la température, a de profondes répercussions, notamment le blanchissement des coraux (Hoegh-Guldberg *et al.*, 2007) et la décalcification des coquilles des mollusques (Parker *et al.*, 2013). La concentration moyenne annuelle de CO₂ dans l'atmosphère a constamment progressé depuis le début des mesures en 1959, passant de 316 ppm (parties par million) à un record de 411,4 ppm en 2019 (ESRL, 2020), soit une augmentation de plus de 95 ppm en 60 ans. À ce rythme, elle devrait atteindre 450 ppm entre 2030 et 2040 (Veron *et al.*, 2009) ce qui risque d'entraîner "l'effondrement total" des écosystèmes coralliens et des fonctions écosystémiques associées (IPBES, 2018a). En effet, 70 à 90 % des coraux seraient perdus pour un réchauffement moyen de 1,5°C et plus de 99 % à + 2°C (IPCC, 2018). Les récifs coralliens sont concentrés sur la façade est du continent ([carte 4](#)). On compte 200 espèces de coraux en Afrique de l'Est (IPBES, 2018a) où les récifs ont déjà connu des blanchissements massifs, notamment en 1998 et en 2016, suite à des épisodes de réchauffement extrême de l'océan, entraînant une mortalité de plus de 50 % dans certaines régions (Obura, 2016).

III. ACQUISITION DES DONNÉES ET ÉTUDE CARTOGRAPHIQUE

A. MÉTHODOLOGIE DE LA RECHERCHE BIBLIOGRAPHIQUE

Afin de rassembler une bibliographie conséquente, fiable et récente, nous avons choisi de commencer par analyser et synthétiser les informations contenues dans les rapports d'évaluation régionale sur la biodiversité et les services écosystémiques pour l'Afrique (IPBES, 2018a) et l'Europe (IPBES, 2018b) qui rassemblent les connaissances actuelles sur la biodiversité : inventaires naturalistes, menaces et pressions anthropiques pour les espèces et les écosystèmes, dynamique des populations, estimation des tendances futures, etc. Un certain nombre de ressources bibliographiques citées dans ces documents et dans un corpus de revues de littérature ont été exploitées. Pour compléter cela, nous avons cherché des publications scientifiques et rapports de littérature grise publiés depuis ou portant sur des sujets plus spécifiques. Ces recherches par mots-clés ont principalement été faites grâce aux outils en ligne Google Scholar et ResearchGate. Une lecture du résumé permettait de s'assurer que chaque document apportait des informations nouvelles, pertinentes et adaptées à notre sujet d'étude avant de le consulter plus en détail. Sur 347 documents passés en revue dont 279 publications scientifiques, 179 ont été retenus et sont cités dans ce rapport. De plus, des entretiens ont été effectués avec des chercheurs experts de la thématique d'étude afin d'apporter des précisions et de communiquer les connaissances les plus récentes. Les informations qu'ils ont fournies sont citées dans ce document en tant que communication personnelle (comm. pers.).

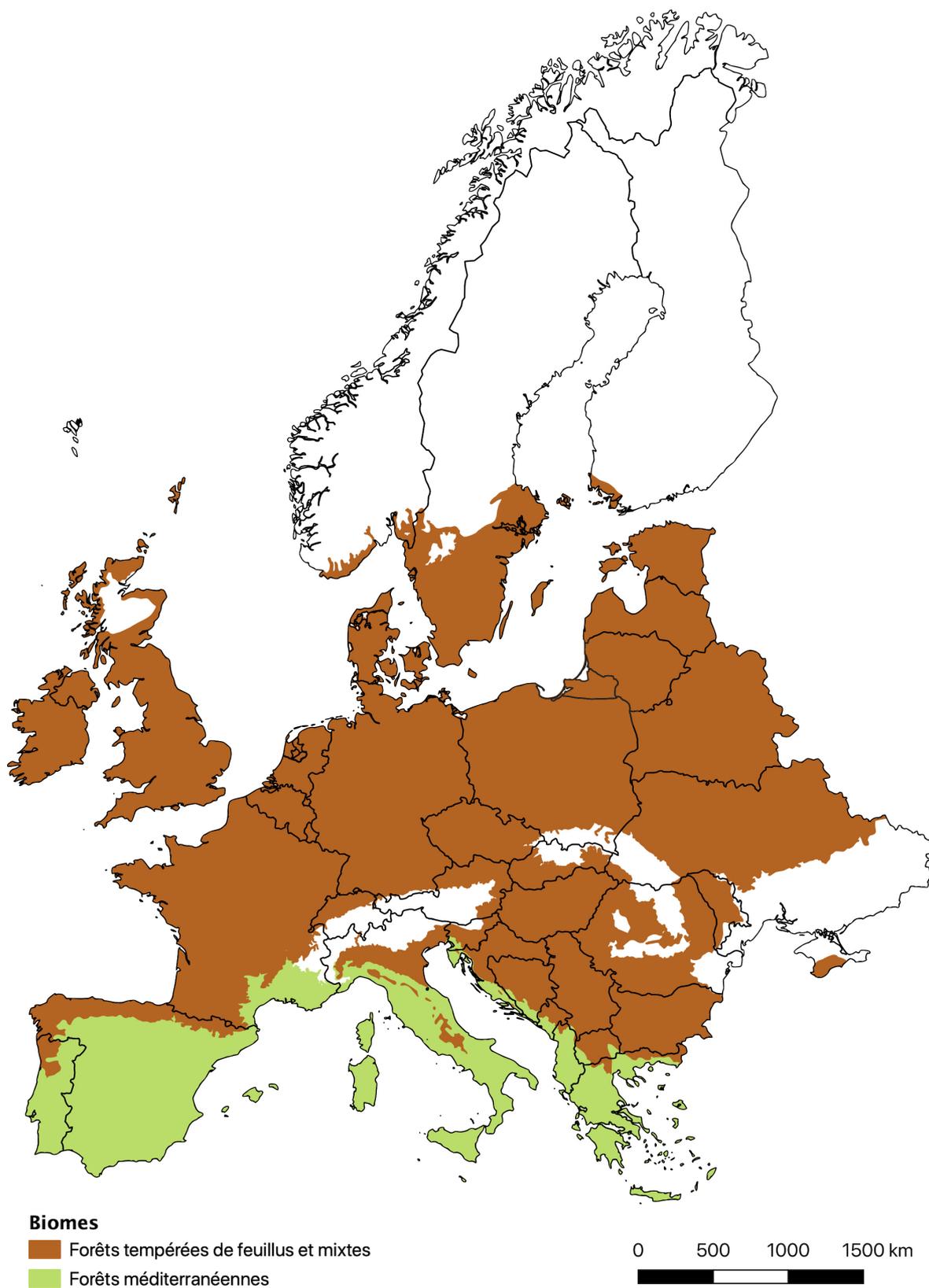
A. DÉFINITION DE ZONES SENSIBLES PAR APPROCHE CARTOGRAPHIQUE

En complément de cette synthèse bibliographique, une approche cartographique a été initiée pour le continent africain afin de représenter spatialement les enjeux en termes de biodiversité et des pressions auxquelles elle fait face. C'est une première étape pour identifier les zones les plus sensibles, mais cela nécessiterait un travail plus approfondi pour être précisé et complété.

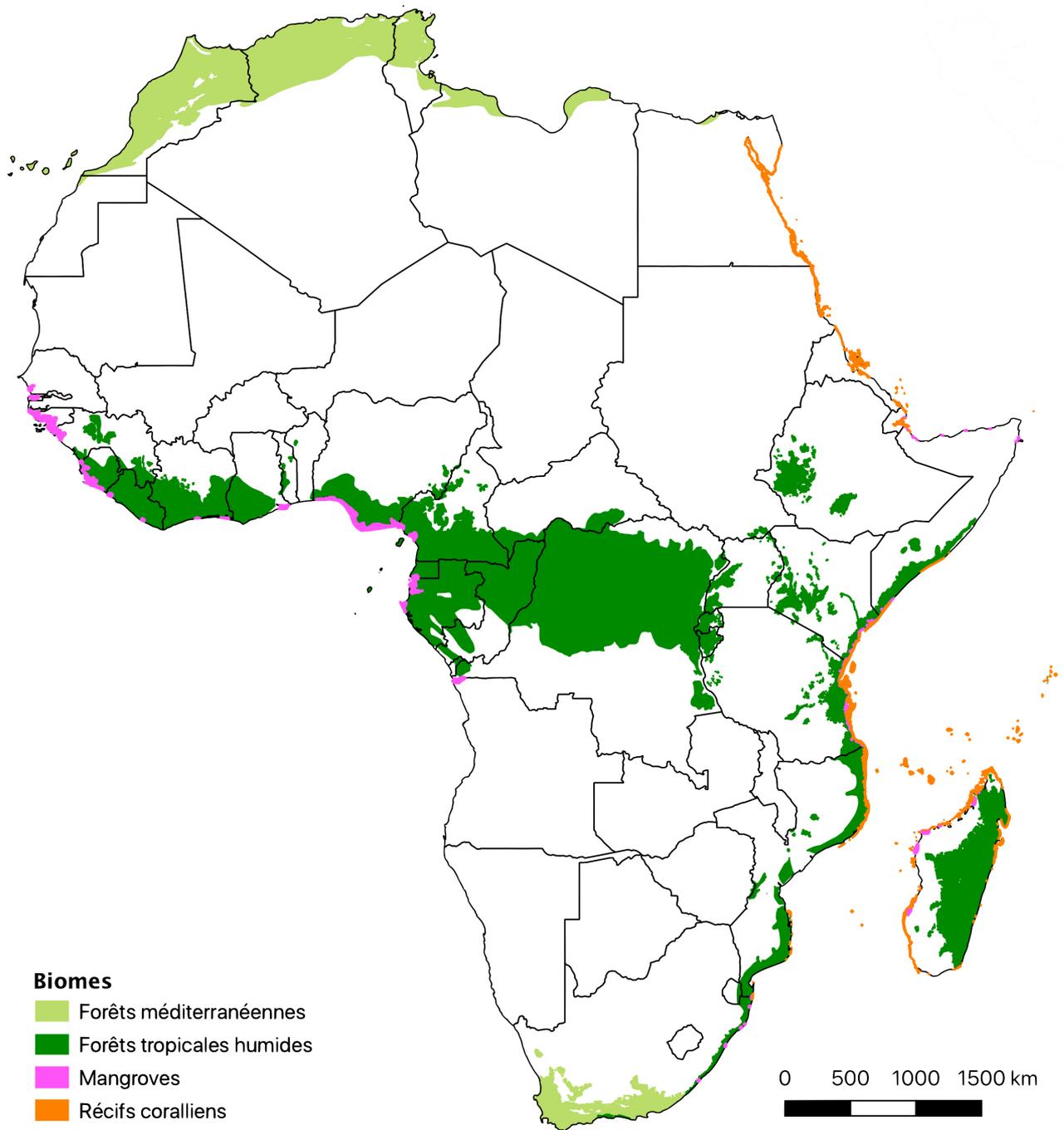
Une première carte ([carte 5](#)) compile plusieurs indicateurs de biodiversité à l'échelle du continent : aires protégées, *points chauds de biodiversité* et "*Range Rarity*", un index mesurant le taux d'endémisme des vertébrés (mammifères, oiseaux et amphibiens). Ces indicateurs ne sont pas exhaustifs et devraient être complétés avec d'autres informations : richesse spécifique, mesure de la conservation (par exemple *Biodiversity Intactness Index*, Newbold *et al.*, 2016), aires de répartition des espèces menacées, etc.

La seconde ([carte 6](#)) permet de visualiser certaines pressions anthropiques qui s'exercent sur la biodiversité : prévisions de la hausse de température moyenne annuelle, densité de population humaine (qui donne une mesure de l'artificialisation des sols et de la densité des infrastructures routières), déforestation et extractions minières. Là encore, d'autres informations mériteraient d'être prises en considération : braconnage, stress hydrique, espèces exotiques envahissantes ou encore état des sols.

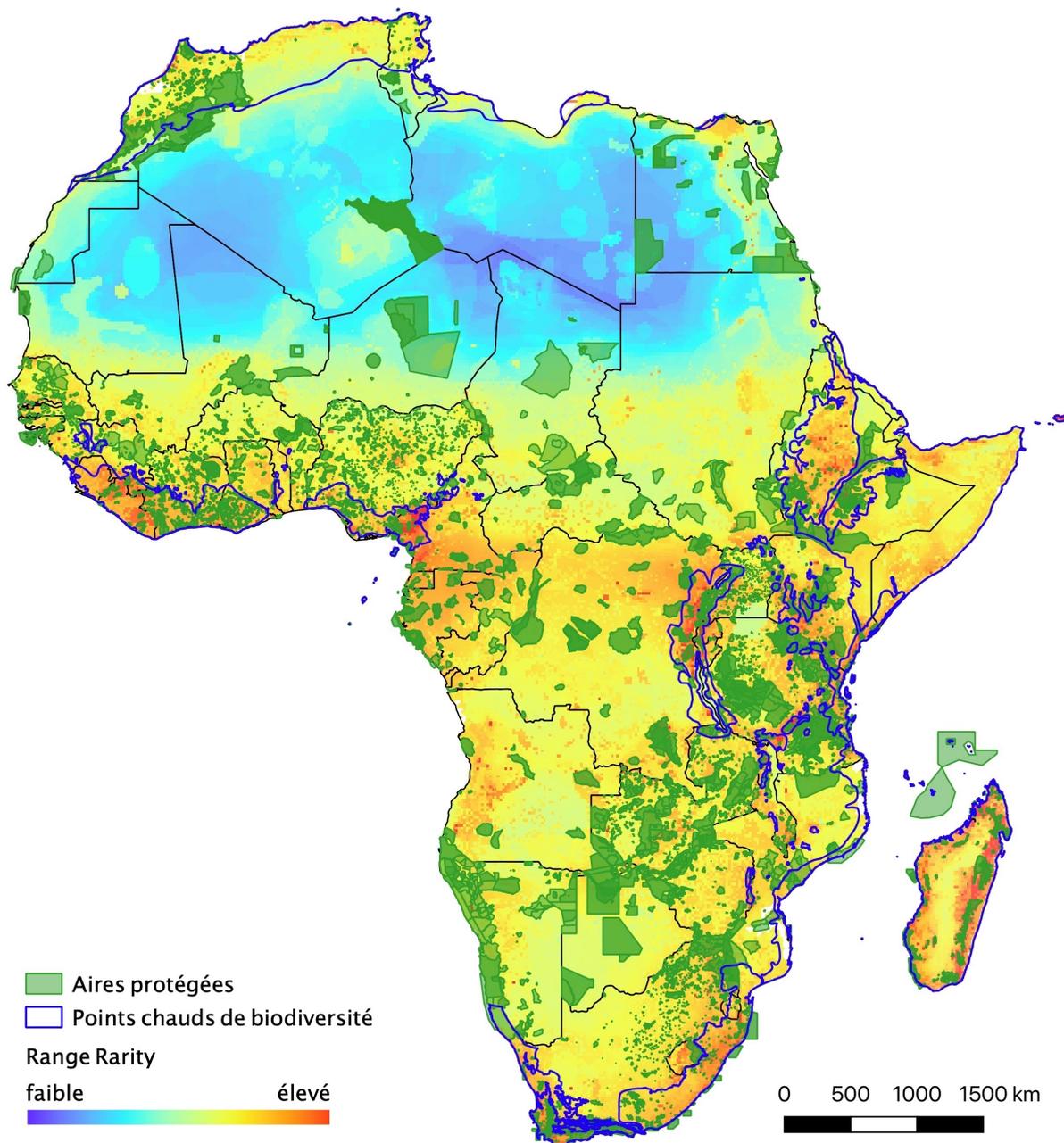
Cette première approche permet cependant de mettre en évidence le fait que les zones où la température moyenne annuelle devrait le moins augmenter (notamment l'Afrique centrale, la côte de l'Afrique de l'Ouest ou encore Madagascar) sont soumises à d'autres pressions majeures, parmi lesquelles un développement de l'urbanisation et des infrastructures de transport, l'exploitation minière ou encore la déforestation. De même, la hausse des températures n'est qu'un indicateur parmi d'autres du changement climatique. Les zones littorales qui y sont moins soumises sont par exemple fortement impactées par la montée des eaux et certaines zones seront plus sensibles aux modifications des régimes de précipitations. Il nous paraît essentiel de ne pas s'intéresser à la seule incidence du changement climatique sur la biodiversité et les services écosystémiques, mais à tenir compte de l'ensemble des facteurs de pressions qui sont et seront plus encore à l'avenir pour plusieurs d'entre eux intensifiés par ce dernier (IPCC, 2014b). De plus, les zones qui sembleraient moins sensibles ne sont pas pour autant exemptes de toute menace puisque de nombreuses lacunes de connaissances subsistent.



Carte 3 : Carte des biomes sélectionnés pour l'étude en Europe. Données : voir table 5. Carte : FRB, 2019

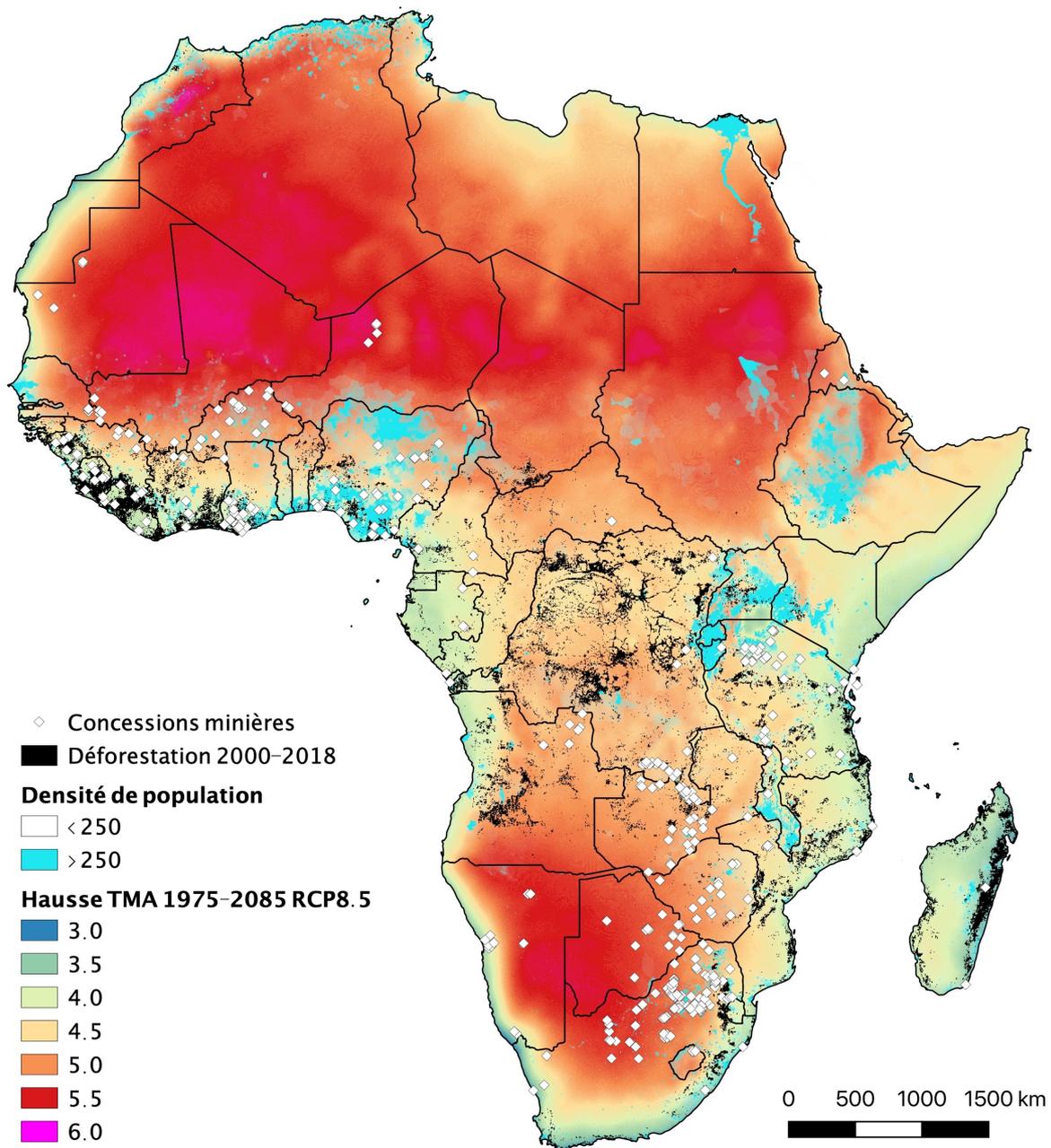


Carte 4 : Carte des biomes sélectionnés pour l'étude en Afrique. Données : voir table 5. Carte : FRB, 2019



Carte 5 : Carte de certains enjeux de biodiversité en Afrique.

Données : voir table 5. Carte : FRB, 2019



Carte 6 : Carte de certaines pressions sur la biodiversité en Afrique. Données : voir table 5.
 Carte : FRB, 2019. (TMA = Températures Moyennes Annuelles)

| | |
|-----------------------|---|
| Biomes | https://ecoregions2017.appspot.com ; https://data.unep-wcmc.org |
| Aires protégées | https://www.protectedplanet.net |
| Points chauds | https://zenodo.org/record/3261807#.Xe9_DpNKhE4 |
| Range Rarity | https://www.ibat-alliance.org |
| Concessions minières | https://energydata.info/dataset/mining-sites (non exhaustif) |
| Déforestation | https://earthenginepartners.appspot.com/science-2013-global-forest/download_v1.6.html |
| Densité de population | https://sedac.ciesin.columbia.edu/data/set/gpw-v4-population-count-rev11/data-download |
| Données climatiques | https://webfiles.york.ac.uk/KITE/AfriClim |

Table 5 : Source des données cartographiques

GLOSSAIRE

Agent pathogène : organisme biologique susceptible de causer une maladie (ex : bactérie, champignon).

Anthropique : ayant pour origine des activités humaines, résultant de l'intervention de l'homme.

Biomasse : quantité de matière organique vivante présente dans un peuplement ou un écosystème.

Biomes : grands milieux écologiques relativement homogènes comprenant des écosystèmes distincts.

Défoliation : perte des feuilles d'un végétal.

Diversité phylogénétique : mesure de la biodiversité considérant les relations de parenté entre espèces.

Espèce endémique : espèce dont l'aire de répartition est limitée à une région précise et que l'on ne trouve nulle part ailleurs, particulièrement vulnérable à l'extinction si son habitat naturel est détérioré.

Évapotranspiration : évaporation de l'eau du sol, des zones humides et de la transpiration des végétaux.

Fonctionnalité des écosystèmes : ensemble et interconnexion des fonctions biologiques et écologiques (production, alimentation, reproduction, etc) d'un milieu et des espèces qui y sont présentes.

Forçage radiatif terrestre : différence entre l'énergie radiative reçue (rayonnement solaire) et émise (rayonnements infrarouges) à la surface de la Terre.

GIEC : Groupe d'experts Intergouvernemental sur l'Évolution du Climat. Organisme sous l'égide de l'ONU créé en 1988 dont la mission principale est d'établir régulièrement une expertise collective scientifique sur le changement climatique.

Groupe taxonomique : regroupement d'espèces partageant des critères spécifiques (exemple : reptiles).

IPBES : Plateforme Intergouvernementale scientifique et politique sur la Biodiversité et les Services Écosystémiques. Organisme sous l'égide de l'ONU créé en 2012 ayant pour mission de renforcer les échanges entre scientifiques et responsables politiques dans le domaine de la biodiversité et des services écosystémiques en vue de la conservation de la nature et de l'utilisation durable des ressources.

Ligneux, ligneuse : se dit d'un végétal dont la tige est rigide (notamment les arbres et arbustes).

Mangrove : écosystème côtier des zones tropicales et subtropicales accueillant une flore ligneuse peu diversifiée (essentiellement des palétuviers) mais une faune très riche.

Maquis : végétation dense des régions méditerranéennes composée principalement d'arbustes.

Mycorhizien : se dit d'un champignon en symbiose (association mutuellement bénéfique) avec une racine.

Niveau trophique : rang occupé par un être vivant dans un réseau de chaînes alimentaires.

Onde de tempête : hausse importante et rapide du niveau de la mer sur le littoral causée par les vents.

Phénologie : influence du temps et des conditions écologiques, notamment climatiques, sur la succession des diverses phases du cycle de vie d'une espèce.

Production primaire nette : quantité d'énergie accumulée dans la biomasse des plantes.

Recrutement : ajout de nouveaux individus à la population d'une espèce, arrivée de jeunes plants.

Richesse spécifique : mesure de la biodiversité d'un écosystème correspondant au nombre d'espèces.

Services écosystémiques : avantages socioéconomiques directs et indirects que les écosystèmes procurent aux populations humaines.

Stress hydrique : situation dans laquelle le besoin en eau des plantes dépasse les ressources disponibles.

Stress physiologique : réactions d'un organisme soumis à des contraintes environnementales

Télé-détection : acquisition d'informations à distance par l'utilisation de capteurs depuis des satellites ou des aéronefs (avion, montgolfière, drone, etc.), par opposition aux relevés effectués sur le terrain.

BIBLIOGRAPHIE

- Aleman, J. C., Jarzyna, M. A., & Staver, A. C. (2018). Forest extent and deforestation in tropical Africa since 1900. *Nature Ecology & Evolution*, 2(1), 26–33. <https://doi.org/10.1038/s41559-017-0406-1>
- Attorre, F., Alfò, M., De Sanctis, M., Francesconi, F., Valenti, R., Vitale, M., & Bruno, F. (2011). Evaluating the effects of climate change on tree species abundance and distribution in the Italian peninsula: Evaluating the effects of climate change on tree species abundance and distribution. *Applied Vegetation Science*, 14(2), 242–255. <https://doi.org/10.1111/j.1654-109X.2010.01114.x>
- Ayebare, S., Plumptre, A. J., Kujirakwinja, D., & Segan, D. (2018). Conservation of the endemic species of the Albertine Rift under future climate change. *Biological Conservation*, 220, 67–75. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2018.02.001>
- Ayebare, S., Ponce-Reyes, R., Segan, D. B., Watson, J. E. M., Possingham, H. P., Seimon, A., & Plumptre, A. J. (2013). Identifying climate-resilient corridors for conservation in the Albertine Rift. *Wildlife Conservation Society*.
- Bador, M., Terray, L., Boé, J., Somot, S., Alias, A., Gibelin, A.-L., & Dubuisson, B. (2017). Future summer mega-heatwave and record-breaking temperatures in a warmer France climate. *Environmental Research Letters*, 12(7), 074025. <https://doi.org/10.1088/1748-9326/aa751c>
- Baker, D. J., & Willis, S. G. (2015). Projected Impacts of Climate Change on Biodiversity in West African Protected Areas (p. 49). UNEP.
- Barbet-Massin, M., Thuiller, W., & Jiguet, F. (2012). The fate of European breeding birds under climate, land-use and dispersal scenarios. *Global Change Biology*, 18(3), 881–890. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2486.2011.02552.x>
- Bellard, C., Bertelsmeier, C., Leadley, P., Thuiller, W., & Courchamp, F. (2012). Impacts of climate change on the future of biodiversity. *Ecology Letters*, 15(4), 365–377. <https://doi.org/10.1111/j.1461-0248.2011.01736.x>
- Belle, E. M. S., Burgess, N. D., Misrachi, M., Arnell, A., Masumbuko, B., Somda, J., Hartley, A., Jones, R., Janes, T., McSweeney, C., Mathison, C., Buontempo, C., Butchart, S., Willis, S. G., Baker, D. J., Carr, J., Hughes, A., Foden, W., Smith, R. J., ... Kingston, N. (2016). Climate Change Impacts on Biodiversity and Protected Areas in West Africa. UNEP-WCMC.
- Benavides, R., Escudero, A., Coll, L., Ferrandis, P., Gouriveau, F., Hódar, J. A., Ogaya, R., Rabasa, S. G., Granda, E., Santamaría, B. P., Martínez-Vilalta, J., Zamora, R., Espelta, J. M., Peñuelas, J., & Valladares, F. (2015). Survival vs. Growth trade-off in early recruitment challenges global warming impacts on Mediterranean mountain trees. *Perspectives in Plant Ecology, Evolution and Systematics*, 17(5), 369–378. <https://doi.org/10.1016/j.ppees.2015.06.004>
- Biggs, R., Simons, H., Bakkenes, M., Scholes, R. J., Eickhout, B., van Vuuren, D., & Alkemade, R. (2008). Scenarios of biodiversity loss in southern Africa in the 21st century. *Global Environmental Change*, 18(2), 296–309. <https://doi.org/10.1016/j.gloenvcha.2008.02.001>
- Blowes, S. A., Supp, S. R., Antão, L. H., Bates, A., Bruelheide, H., Chase, J. M., Moyes, F., Magurran, A., McGill, B., Myers-Smith, I. H., Winter, M., Bjorkman, A. D., Bowler, D. E., Byrnes, J. E. K., Gonzalez, A., Hines, J., Isbell, F., Jones, H. P., Navarro, L. M., ... Dornelas, M. (2019). The geography of biodiversity change in marine and terrestrial assemblages. *Science*, 366(6463), 339–345. <https://doi.org/10.1126/science.aaw1620>
- Brandt, M., Mbow, C., Diouf, A. A., Verger, A., Samimi, C., & Fensholt, R. (2015). Ground- and satellite-based evidence of the biophysical mechanisms behind the greening Sahel. *Global Change Biology*, 21(4), 1610–1620. <https://doi.org/10.1111/gcb.12807>
- Broennimann, O., Thuiller, W., Hughes, G., Midgley, G. F., Alkemade, J. M. Robert., & Guisan, A. (2006). Do geographic distribution, niche property and life form explain plants' vulnerability to global change? *Global Change Biology*, 12(6), 1079–1093. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2486.2006.01157.x>
- Brown, K. A., & Gurevitch, J. (2004). Long-term impacts of logging on forest diversity in Madagascar. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 101(16), 6045–6049. <https://doi.org/10.1073/pnas.0401456101>
- Burgess, N. D., Malugu, I., Sumbi, P., Kashindye, A., Kijazi, A., Tabor, K., Mbilinyi, B., Kashaigili, J., Wright, T. M., Gereau, R. E., Coad, L., Knights, K., Carr, J., Ahrends, A., & Newham, R. L. (2017). Two decades of change in state, pressure and conservation responses in the coastal forest biodiversity hotspot of Tanzania. *Oryx*, 51(1), 77–86. <https://doi.org/10.1017/S003060531500099X>

- Campbell, A., Kapos, V., Scharlemann, J. P. W., & Secretariat of the Convention on Biological Diversity. (2009). Review of the literature on the links between biodiversity and climate change: Impacts, adaptation, and mitigation. <http://www.deslibris.ca/ID/242853>
- Carr, J., Hughes, A., & Foden, W. (2014). A Climate Change Vulnerability Assessment of West African Species. 59.
- Carvalho, S. B., Brito, J. C., Crespo, E. J., & Possingham, H. P. (2010). From climate change predictions to actions—Conserving vulnerable animal groups in hotspots at a regional scale. *Global Change Biology*, 16(12), 3257–3270. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2486.2010.02212.x>
- Casazza, G., Giordani, P., Benesperi, R., Foggi, B., Viciani, D., Filigheddu, R., Farris, E., Bagella, S., Pisanu, S., & Mariotti, M. G. (2014). Climate change hastens the urgency of conservation for range-restricted plant species in the central-northern Mediterranean region. *Biological Conservation*, 179, 129–138. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2014.09.015>
- Castaño, C., Alday, J. G., Lindahl, B. D., Martínez de Aragón, J., de-Miguel, S., Colinas, C., Parladé, J., Pera, J., & Bonet, J. A. (2018). Lack of thinning effects over inter-annual changes in soil fungal community and diversity in a Mediterranean pine forest. *Forest Ecology and Management*, 424, 420–427. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2018.05.004>
- CEPF. (2019). Critical Ecosystem Partnership Fund Biodiversity Hotspots. www.cepf.net/stories/biodiversity-hotspots
- Chebib, A., Badeau, V., Boe, J., Chuine, I., Delire, C., Dufrêne, E., François, C., Gritti, E. S., Legay, M., Pagé, C., Thuiller, W., Viovy, N., & Leadley, P. (2012). Climate change impacts on tree ranges: Model intercomparison facilitates understanding and quantification of uncertainty: Understanding and quantification of uncertainties of climate change impacts on tree range. *Ecology Letters*, 15(6), 533–544. <https://doi.org/10.1111/j.1461-0248.2012.01764.x>
- Clerget, B., Dingkuhn, M., Chantereau, J., Hemberger, J., Louarn, G., & Vaksman, M. (2004). Does panicle initiation in tropical sorghum depend on day-to-day change in photoperiod? *Field Crops Research*, 88(1), 21–37. <https://doi.org/10.1016/j.fcr.2003.11.008>
- Coetzee, B. W. T., Robertson, M. P., Erasmus, B. F. N., van Rensburg, B. J., & Thuiller, W. (2009). Ensemble models predict Important Bird Areas in southern Africa will become less effective for conserving endemic birds under climate change. *Global Ecology and Biogeography*, 18(6), 701–710. <https://doi.org/10.1111/j.1466-8238.2009.00485.x>
- Condés, S., & García-Robredo, F. (2012). An empirical mixed model to quantify climate influence on the growth of *Pinus halepensis* Mill. Stands in South-Eastern Spain. *Forest Ecology and Management*, 284, 59–68. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2012.07.030>
- Couturier, S. (2019). The global scar on Congo forests. *Nature Sustainability*, 2(7), 547–548. <https://doi.org/10.1038/s41893-019-0315-1>
- Cramer, M. D., & Hoffman, M. T. (2015). The Consequences of Precipitation Seasonality for Mediterranean-Ecosystem Vegetation of South Africa. *PLOS ONE*, 10(12), e0144512. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0144512>
- Dale, V. H., Tharp, M. L., Lannom, K. O., & Hodges, D. G. (2010). Modeling transient response of forests to climate change. *Science of The Total Environment*, 408(8), 1888–1901. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2009.11.050>
- Daly, H. H. (2016). Assessment of the socio-economic value of the goods and services provided by Mediterranean forest ecosystems—Regional synthesis (p. 40). FAO.
- Dargie, G. C., Lewis, S. L., Lawson, I. T., Mitchard, E. T. A., Page, S. E., Bocko, Y. E., & Ifo, S. A. (2017). Age, extent and carbon storage of the central Congo Basin peatland complex. *Nature*, 542(7639), 86–90. <https://doi.org/10.1038/nature21048>
- Darwall, W. R. T., Smith, K. G., Tweddle, D., & Skelton, P. (2009). The status and distribution of freshwater biodiversity in southern Africa (p. 131). IUCN.
- Dasgupta, S., Laplante, B., Meisner, C., & Wheeler, D. (2009). The Impact of Sea Level Rise on Developing Countries: A Comparative Analysis. 51.
- de Wasseige, C., Flynn, J., Louppe, D., Hiol, F., & Mayaux, P. (2013). The Forests of the Congo Basin – State of the Forest 2013.

- de-Dios-García, J., Manso, R., Calama, R., Fortin, M., & Pardos, M. (2018). A new multifactorial approach for studying intra-annual secondary growth dynamics in Mediterranean mixed forests: Integrating biotic and abiotic interactions. *Canadian Journal of Forest Research*, 48(4), 333–344. <https://doi.org/10.1139/cjfr-2017-0139>
- Devictor, V., van Swaay, C., Brereton, T., Brotons, L., Chamberlain, D., Heliölä, J., Herrando, S., Julliard, R., Kuussaari, M., Lindström, Å., Reif, J., Roy, D. B., Schweiger, O., Settele, J., Stefanescu, C., Van Strien, A., Van Turnhout, C., Vermouzek, Z., WallisDeVries, M., ... Jiguet, F. (2012). Differences in the climatic debts of birds and butterflies at a continental scale. *Nature Climate Change*, 2(2), 121–124. <https://doi.org/10.1038/nclimate1347>
- DHFF, & UMS PatriNat. (2019). Etat de conservation des habitats forestiers. http://indicateurs-biodiversite.naturefrance.fr/sites/default/files/fichiers/indicateurs/sources/etat_de_conservation_des_habitats_forestiers/snb-tmf-15-CHF1_conservation_habitats_forestiers_maj-2019-06-21.xlsx
- Díaz, S., Settele, J., Brondízio, E., Ngo, H. T., Guèze, M., Agard, J., Arneith, A., Balvanera, P., Brauman, K., Watson, R. T., Baste, I. A., Larigauderie, A., Leadley, P., Pascual, U., Baptiste, B., Demissew, S., Dziba, L., Erpul, G., Fazel, A., ... Vilá, B. (2019). Summary for policymakers of the global assessment report on biodiversity and ecosystem services of the Intergovernmental Science-Policy Platform on Biodiversity and Ecosystem Services (p. 44). IPBES.
- Doblas-Miranda, E., Alonso, R., Arnan, X., Bermejo, V., Brotons, L., de las Heras, J., Estiarte, M., Hódar, J. A., Llorens, P., Lloret, F., López-Serrano, F. R., Martínez-Vilalta, J., Moya, D., Peñuelas, J., Pino, J., Rodrigo, A., Roura-Pascual, N., Valladares, F., Vilà, M., ... Retana, J. (2017). A review of the combination among global change factors in forests, shrublands and pastures of the Mediterranean Region: Beyond drought effects. *Global and Planetary Change*, 148, 42–54. <https://doi.org/10.1016/j.gloplacha.2016.11.012>
- Doblas-Miranda, E., Martínez-Vilalta, J., Lloret, F., Álvarez, A., Ávila, A., Bonet, F. J., Brotons, L., Castro, J., Curiel Yuste, J., Díaz, M., Ferrandis, P., García-Hurtado, E., Iriondo, J. M., Keenan, T. F., Latron, J., Llusià, J., Loepfe, L., Mayol, M., Moré, G., ... Retana, J. (2015). Reassessing global change research priorities in mediterranean terrestrial ecosystems: How far have we come and where do we go from here?: Global change research in MTEs. *Global Ecology and Biogeography*, 24(1), 25–43. <https://doi.org/10.1111/geb.12224>
- Donato, D. C., Kauffman, J. B., Murdiyarsa, D., Kurnianto, S., Stidham, M., & Kanninen, M. (2011). Mangroves among the most carbon-rich forests in the tropics. *Nature Geoscience*, 4(5), 293–297. <https://doi.org/10.1038/ngeo1123>
- Duane, A., Aquilué, N., Canelles, Q., Morán-Ordoñez, A., De Cáceres, M., & Brotons, L. (2019). Adapting prescribed burns to future climate change in Mediterranean landscapes. *Science of The Total Environment*, 677, 68–83. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.04.348>
- Durant, S. M., Mitchell, N., Groom, R., Pettorelli, N., Ipavec, A., Jacobson, A. P., Woodroffe, R., Böhm, M., Hunter, L. T. B., Becker, M. S., Broekhuis, F., Bashir, S., Andresen, L., Aschenborn, O., Beddiaf, M., Belbachir, F., Belbachir-Bazi, A., Berbash, A., Brandao de Matos Machado, I., ... Young-Overton, K. (2017). The global decline of cheetah *Acinonyx jubatus* and what it means for conservation. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 114(3), 528–533. <https://doi.org/10.1073/pnas.1611122114>
- Edwards, D. P., Sloan, S., Weng, L., Dirks, P., Sayer, J., & Laurance, W. F. (2014). Mining and the African Environment: Mining and Africa's environment. *Conservation Letters*, 7(3), 302–311. <https://doi.org/10.1111/conl.12076>
- EEA. (2015). Climate change impacts and adaptation. European Environment Agency. <http://www.eea.europa.eu/soer-2015/europe/climate-change-impacts-and-adaptation>
- EEA. (2016). European forest ecosystems: State and trends. European Environment Agency.
- EFESE. (2018). Les écosystèmes forestiers français.
- Ellison, J., & Zouh, I. (2012). Vulnerability to Climate Change of Mangroves: Assessment from Cameroon, Central Africa. *Biology*, 1(3), 617–638. <https://doi.org/10.3390/biology1030617>
- El-Nahry, A. H., & Doluschitz, R. (2010). Climate change and its impacts on the coastal zone of the Nile Delta, Egypt. *Environmental Earth Sciences*, 59(7), 1497–1506. <https://doi.org/10.1007/s12665-009-0135-0>
- Engelbrecht, F., Adegoke, J., Bopape, M.-J., Naidoo, M., Garland, R., Thatcher, M., McGregor, J., Katzfey, J., Werner, M., Ichoku, C., & Gatebe, C. (2015). Projections of rapidly rising surface temperatures over Africa under low mitigation. *Environmental Research Letters*, 10(8), 085004. <https://doi.org/10.1088/1748-9326/10/8/085004>
- ESRL. (2020). National Oceanic & Atmospheric Administration, Earth System Research Laboratory, Global Monitoring

Division. www.esrl.noaa.gov/gmd/ccgg/trends/data.html

- FAO. (2016). Global forest resources assessment 2015: How are the world's forests changing?
- FAO, & ITTO. (2011). The state of forests in the Amazon Basin, Congo Basin and Southeast Asia. Food and Agriculture Organization. http://foris.fao.org/static/data/fra2010/StateofForests_Report_English.pdf
- Forest Europe. (2015). State of Europe's Forests 2015.
- Gan, T. Y., Ito, M., Hülsmann, S., Qin, X., Lu, X. X., Liang, S. Y., Rutschman, P., Disse, M., & Koivusalo, H. (2016). Possible climate change/variability and human impacts, vulnerability of drought-prone regions, water resources and capacity building for Africa. *Hydrological Sciences Journal*, 1–18. <https://doi.org/10.1080/02626667.2015.1057143>
- Gauquelin, T., Michon, G., Joffre, R., Duponnois, R., Génin, D., Fady, B., Bou Dagher-Kharrat, M., Derridj, A., Slimani, S., Badri, W., Alifriqui, M., Auclair, L., Simenel, R., Aderghal, M., Baudoin, E., Galiana, A., Prin, Y., Sanguin, H., Fernandez, C., & Baldy, V. (2016). Mediterranean forests, land use and climate change: A social-ecological perspective. *Regional Environmental Change*, 18(3), 623–636. <https://doi.org/10.1007/s10113-016-0994-3>
- Gemenne, F., & Rankovic, A. (2019). Atlas de l'anthropocène. Presses de Sciences Po.
- Giri, C., Ochieng, E., Tieszen, L. L., Zhu, Z., Singh, A., Loveland, T., Masek, J., & Duke, N. (2011). Status and distribution of mangrove forests of the world using earth observation satellite data: Status and distributions of global mangroves. *Global Ecology and Biogeography*, 20(1), 154–159. <https://doi.org/10.1111/j.1466-8238.2010.00584.x>
- Giri, Chandra, & Muhlhausen, J. (2008). Mangrove Forest Distributions and Dynamics in Madagascar (1975–2005). *Sensors*, 8(4), 2104–2117. <https://doi.org/10.3390/s8042104>
- González-Braojos, S., Sanz, J. J., & Moreno, J. (2017). Decline of a montane Mediterranean pied flycatcher *Ficedula hypoleuca* population in relation to climate. *Journal of Avian Biology*, 48(11), 1383–1393. <https://doi.org/10.1111/jav.01405>
- Habel, J. C., Rasche, L., Schneider, U. A., Engler, J. O., Schmid, E., Rödder, D., Meyer, S. T., Trapp, N., Sos del Diego, R., Eggermont, H., Lens, L., & Stork, N. E. (2019). Final countdown for biodiversity hotspots. *Conservation Letters*. <https://doi.org/10.1111/conl.12668>
- Haensler, A., Saeed, F., & Jacob, D. (2013). Assessing the robustness of projected precipitation changes over central Africa on the basis of a multitude of global and regional climate projections. *Climatic Change*, 121(2), 349–363. <https://doi.org/10.1007/s10584-013-0863-8>
- Harvell, C. D. (2002). Climate Warming and Disease Risks for Terrestrial and Marine Biota. *Science*, 296(5576), 2158–2162. <https://doi.org/10.1126/science.1063699>
- Hecky, R. E., Mugidde, R., Ramlal, P. S., Talbot, M. R., & Kling, G. W. (2010). Multiple stressors cause rapid ecosystem change in Lake Victoria. *Freshwater Biology*, 55, 19–42. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2427.2009.02374.x>
- Heubes, J., Kühn, I., König, K., Wittig, R., Zizka, G., & Hahn, K. (2011). Modelling biome shifts and tree cover change for 2050 in West Africa: Biome shifts and tree cover change in West Africa. *Journal of Biogeography*, 38(12), 2248–2258. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2699.2011.02560.x>
- Hickler, T., Vohland, K., Feehan, J., Miller, P. A., Smith, B., Costa, L., Giesecke, T., Fronzek, S., Carter, T. R., Cramer, W., Kühn, I., & Sykes, M. T. (2012). Projecting the future distribution of European potential natural vegetation zones with a generalized, tree species-based dynamic vegetation model: Future changes in European vegetation zones. *Global Ecology and Biogeography*, 21(1), 50–63. <https://doi.org/10.1111/j.1466-8238.2010.00613.x>
- Higgins, S. I., & Scheiter, S. (2012). Atmospheric CO₂ forces abrupt vegetation shifts locally, but not globally. *Nature*, 488(7410), 209–212. <https://doi.org/10.1038/nature11238>
- Hoegh-Guldberg, O., Mumby, P. J., Hooten, A. J., Steneck, R. S., Greenfield, P., Gomez, E., Harvell, C. D., Sale, P. F., Edwards, A. J., Caldeira, K., Knowlton, N., Eakin, C. M., Iglesias-Prieto, R., Muthiga, N., Bradbury, R. H., Dubi, A., & Hatziolos, M. E. (2007). Coral Reefs Under Rapid Climate Change and Ocean Acidification. *Science*, 318(5857), 1737–1742. <https://doi.org/10.1126/science.1152509>
- Hoffman, M. T., Rohde, R. F., & Gillson, L. (2019). Rethinking catastrophe? Historical trajectories and modelled future vegetation change in southern Africa. *Anthropocene*, 25, 100189. <https://doi.org/10.1016/j.ancene.2018.12.003>

- Hole, D. G., Willis, S. G., Pain, D. J., Fishpool, L. D., Butchart, S. H. M., Collingham, Y. C., Rahbek, C., & Huntley, B. (2009). Projected impacts of climate change on a continent-wide protected area network. *Ecology Letters*, 12(5), 420–431. <https://doi.org/10.1111/j.1461-0248.2009.01297.x>
- Homet, P., González, M., Matías, L., Godoy, O., Pérez-Ramos, I. M., García, L. V., & Gómez-Aparicio, L. (2019). Exploring interactive effects of climate change and exotic pathogens on *Quercus suber* performance: Damage caused by *Phytophthora cinnamomi* varies across contrasting scenarios of soil moisture. *Agricultural and Forest Meteorology*, 276–277, 107605. <https://doi.org/10.1016/j.agrformet.2019.06.004>
- Howden, S. M., Soussana, J.-F., Tubiello, F. N., Chhetri, N., Dunlop, M., & Meinke, H. (2007). Adapting agriculture to climate change. 6.
- Hutchison, J., Manica, A., Swetnam, R., Balmford, A., & Spalding, M. (2014). Predicting Global Patterns in Mangrove Forest Biomass: Global patterns in mangrove biomass. *Conservation Letters*, 7(3), 233–240. <https://doi.org/10.1111/conl.12060>
- Ibáñez, B., Ibáñez, I., Gómez-Aparicio, L., Ruiz-Benito, P., García, L. V., & Marañón, T. (2014). Contrasting effects of climate change along life stages of a dominant tree species: The importance of soil-climate interactions. *Diversity and Distributions*, 20(8), 872–883. <https://doi.org/10.1111/ddi.12193>
- IPBES. (2016). Summary for policymakers of the methodological assessment of scenarios and models of biodiversity and ecosystem services of the IPBES.
- IPBES. (2018a). The regional assessment report on biodiversity and ecosystem services for Africa (p. 494). Intergovernmental Science-Policy Platform on Biodiversity and Ecosystem Services.
- IPBES. (2018b). The regional assessment report on biodiversity and ecosystem services for Europe and Central Asia (p. 894). Intergovernmental Science-Policy Platform on Biodiversity and Ecosystem Services.
- IPCC. (2014a). *Climate Change 2014: Impacts, Adaptation, and Vulnerability. Part B: Regional Aspects. Contribution of Working Group II to the Fifth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change.* Cambridge University Press.
- IPCC. (2014b). *IPCC AR5—Summary for Policymakers.*
- IPCC. (2018). *IPCC SR15—Summary for Policymakers.*
- Jakoby, O., Lischke, H., & Wermelinger, B. (2019). Climate change alters elevational phenology patterns of the European spruce bark beetle (*Ips typographus*). *Global Change Biology*, 25(12), 4048–4063. <https://doi.org/10.1111/gcb.14766>
- James, R., & Washington, R. (2013). Changes in African temperature and precipitation associated with degrees of global warming. *Climatic Change*, 117(4), 859–872. <https://doi.org/10.1007/s10584-012-0581-7>
- Janssen, J., Rodwell, J. S., García Criado, M., Gubbay, S., Haynes, T., Nieto, A., Sanders, N., Tahvanainen, T., & Valderrabano, M. (2016). *European Red List of Habitats—Part 2. Terrestrial and freshwater habitats.*
- Jetz, W., Wilcove, D. S., & Dobson, A. P. (2007). Projected Impacts of Climate and Land-Use Change on the Global Diversity of Birds. *PLoS Biology*, 5(6), e157. <https://doi.org/10.1371/journal.pbio.0050157>
- Jones, T., Hawes, J. E., Norton, G. W., & Hawkins, D. M. (2019). Effect of protection status on mammal richness and abundance in Afromontane forests of the Udzungwa Mountains, Tanzania. *Biological Conservation*, 229, 78–84. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2018.11.015>
- Kaimuddin, A. H., Laë, R., & Tito De Morais, L. (2016). Fish Species in a Changing World: The Route and Timing of Species Migration between Tropical and Temperate Ecosystems in Eastern Atlantic. *Frontiers in Marine Science*, 3. <https://doi.org/10.3389/fmars.2016.00162>
- Kaptué, A. T., Prihodko, L., & Hanan, N. P. (2015). On greening and degradation in Sahelian watersheds. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 112(39), 12133–12138. <https://doi.org/10.1073/pnas.1509645112>
- Kiers, P. E., Palmer, T. M., Ives, A. R., Bruno, J. F., & Bronstein, J. L. (2010). Mutualisms in a changing world: An evolutionary perspective: Mutualism breakdown. *Ecology Letters*, 13(12), 1459–1474. <https://doi.org/10.1111/j.1461-0248.2010.01538.x>
- Kroner, R. E. G., Qin, S., Cook, C. N., Krithivasan, R., Pack, S. M., Bonilla, O. D., Cort-Kansinally, K. A., Coutinho, B., Feng, M., Martínez García, M. I., He, Y., Kennedy, C. J., Lebreton, C., Ledezma, J. C., Lovejoy, T. E., Luther, D. A., Parmanand, Y., Ruiz-Agudelo, C. A., Yereña, E., ... Mascia, M. B. (2019). The uncertain future of protected lands

- and waters. *Science*, 364(6443), 881–886. <https://doi.org/10.1126/science.aau5525>
- Lacroix, D., Mora, O., de Menthière, N., & Béthinger, A. (2019). La montée du niveau de la mer: Conséquences et anticipations d'ici 2100, l'éclairage de la prospective (p. 172) [Rapport d'étude]. Alliance nationale de recherche pour l'environnement. https://www.allenvi.fr/content/download/4943/37285/version/1/file/Rapport_LaMerMonte_vdef.pdf
- Lam, V., Cheung, W., Swartz, W., & Sumaila, U. (2012). Climate change impacts on fisheries in West Africa: Implications for economic, food and nutritional security. *African Journal of Marine Science*, 34(1), 103–117. <https://doi.org/10.2989/1814232X.2012.673294>
- Lausch, A., Erasmi, S., King, D., Magdon, P., & Heurich, M. (2016). Understanding Forest Health with Remote Sensing - Part I—A Review of Spectral Traits, Processes and Remote-Sensing Characteristics. *Remote Sensing*, 8(12), 1029. <https://doi.org/10.3390/rs8121029>
- Lawrence, D., & Vandecar, K. (2015). Effects of tropical deforestation on climate and agriculture. *Nature Climate Change*, 5(1), 27–36. <https://doi.org/10.1038/nclimate2430>
- Leadley, P., Pereira, H. M., Alkemade, R., Fernandez-Manjarrés, J. F., Proença, V., Scharlemann, J. P. W., & Walpole, M. J. (2010). Biodiversity scenarios: Projections of 21st century change in biodiversity, and associated ecosystem services: A technical report for the global biodiversity outlook 3 (No. 50).
- Lenoir, J., Gegout, J. C., Marquet, P. A., de Ruffray, P., & Brisse, H. (2008). A Significant Upward Shift in Plant Species Optimum Elevation During the 20th Century. *Science*, 320(5884), 1768–1771. <https://doi.org/10.1126/science.1156831>
- Lenoir, J., & Svenning, J.-C. (2015). Climate-related range shifts—A global multidimensional synthesis and new research directions. *Ecography*, 38(1), 15–28. <https://doi.org/10.1111/ecog.00967>
- Liu, Z., Wimberly, M., & Dwomoh, F. (2016). Vegetation Dynamics in the Upper Guinean Forest Region of West Africa from 2001 to 2015. *Remote Sensing*, 9(1), 5. <https://doi.org/10.3390/rs9010005>
- Lloyd, P., Plagányi, É. E., Weeks, S. J., Magno-Canto, M., & Plagányi, G. (2012). Ocean warming alters species abundance patterns and increases species diversity in an African sub-tropical reef-fish community: Ocean warming and fish community structure. *Fisheries Oceanography*, 21(1), 78–94. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2419.2011.00610.x>
- Loarie, S. R., Duffy, P. B., Hamilton, H., Asner, G. P., Field, C. B., & Ackerly, D. D. (2009). The velocity of climate change. *Nature*, 462(7276), 1052–1055. <https://doi.org/10.1038/nature08649>
- MAAF, & IGN. (2016). Indicateurs de gestion durable des forêts françaises métropolitaines, édition 2015, Résultats (p. 343). Ministère de l'Agriculture, de l'Agroalimentaire et de la Forêt.
- Mackinnon, J., Aveling, C., Olivier, R., Murray, M., & Paolini, C. (2016). Larger than elephants: Inputs for an EU strategic approach to wildlife conservation in Africa: regional analysis. European Commission. <http://dx.publications.europa.eu/10.2841/123569>
- MAES. (2018). Mapping and Assessment of Ecosystems and their Services: An analytical framework for ecosystem condition. European Union.
- Maes, S. L., Perring, M. P., Vanhellemont, M., Depauw, L., Van den Bulcke, J., Brümelis, G., Brunet, J., Decocq, G., den Ouden, J., Härdtle, W., Hédler, R., Heinken, T., Heinrichs, S., Jaroszewicz, B., Kopecký, M., Máliš, F., Wulf, M., & Verheyen, K. (2019). Environmental drivers interactively affect individual tree growth across temperate European forests. *Global Change Biology*, 25(1), 201–217. <https://doi.org/10.1111/gcb.14493>
- Maiorano, L., Amori, G., Capula, M., Falcucci, A., Masi, M., Montemaggiore, A., Pottier, J., Psomas, A., Rondinini, C., Russo, D., Zimmermann, N. E., Boitani, L., & Guisan, A. (2013). Threats from Climate Change to Terrestrial Vertebrate Hotspots in Europe. *PLoS ONE*, 8(9), e74989. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0074989>
- Malhi, Y., Adu-Bredu, S., Asare, R. A., Lewis, S. L., & Mayaux, P. (2013). African rainforests: Past, present and future. *Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences*, 368(1625), 20120312. <https://doi.org/10.1098/rstb.2012.0312>
- Mallon, D. P., Hoffmann, M., & McGowan, P. J. K. (2015). An IUCN situation analysis of terrestrial and freshwater fauna in West and Central Africa. International Union for Conservation of Nature. <https://doi.org/10.2305/IUCN.CH.2015.SSC-OP.54.en>
- Marshall, A. R., Platts, P. J., Gereau, R. E., Kindeketa, W., Kang'ethe, S., & Marchant, R. (2012). The genus *Acacia*

- (Fabaceae) in East Africa: Distribution, diversity and the protected area network. *Plant Ecology and Evolution*, 145(3), 289–301. <https://doi.org/10.5091/plecevo.2012.597>
- Martínez-Freiría, F., Argaz, H., Fahd, S., & Brito, J. C. (2013). Climate change is predicted to negatively influence Moroccan endemic reptile richness. Implications for conservation in protected areas. *Naturwissenschaften*, 100(9), 877–889. <https://doi.org/10.1007/s00114-013-1088-4>
- Martínez-Sancho, E., & Merino, E. G. (2019). Evidence that the Montseny Mountains are still a good climatic refugium for the southernmost silver fir forest on the Iberian Peninsula. *Dendrochronologia*, 56, 125593. <https://doi.org/10.1016/j.dendro.2019.04.007>
- Massetti, J., & Wroza, S. (2019). La nature sous pression—Pourquoi la biodiversité disparaît ? Agence Française pour la Biodiversité. http://indicateurs-biodiversite.naturefrance.fr/sites/default/files/bilan_2019_onb.pdf
- Mate, A. R., Deshmukh, D. R. R., & Scholar, P. (2016). Analysis of Effects of Air Pollution on Chlorophyll, Water, Carotenoid and Anthocyanin Content of Tree Leaves Using Spectral Indices. 10.
- Matthews, T., DST–NRF Centre of Excellence for Palaeontology, Iziko South African Museum, Cape Town, South Africa, Measey, G. J., Centre for Invasion Biology, Department of Botany and Zoology, Stellenbosch University, Stellenbosch, South Africa, Roberts, D. L., & Department of Geography, University of the Free State, Bloemfontein, South Africa. (2016). Implications of summer breeding frogs from Langebaanweg, South Africa: Regional climate evolution at 5.1 mya. *South African Journal of Science*, Volume 112(Number 9/10). <https://doi.org/10.17159/sajs.2016/20160070>
- Mayaux, P., Pekel, J.-F., Desclée, B., Donnay, F., Lupi, A., Achard, F., Clerici, M., Bodart, C., Brink, A., Nasi, R., & Belward, A. (2013). State and evolution of the African rainforests between 1990 and 2010. *Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences*, 368(1625), 20120300. <https://doi.org/10.1098/rstb.2012.0300>
- McClellan, C. J., Lovett, J. C., Kiiper, W., Hannah, L., Sommer, H., Barthlott, W., Termansen, M., Smith, G. F., & Tokumine, S. (2005). African plant diversity and climate change. 92(2), 14.
- McGahey, D. J., Williams, D. G., Muruth, P., & Loubser, D. I. (2013). Investigating climate change vulnerability and planning for adaptation: Learning from a study of climate change impacts on the Mountain Gorilla in the Albertine Rift. *Natural Science*, 05(05), 10–17. <https://doi.org/10.4236/ns.2013.55A002>
- Medail, F., & Quezel, P. (1999). Biodiversity Hotspots in the Mediterranean Basin: Setting Global Conservation Priorities. *Conservation Biology*, 13(6), 1510–1513. <https://doi.org/10.1046/j.1523-1739.1999.98467.x>
- Millar, C. I., & Stephenson, N. L. (2015). Temperate forest health in an era of emerging megadisturbance. *Science*, 349(6250), 823–826. <https://doi.org/10.1126/science.aaa9933>
- Miller-Rushing, A. J., Lloyd-Evans, T. L., Primack, R. B., & Satzing, P. (2008). Bird migration times, climate change, and changing population sizes. *Global Change Biology*, 14(9), 1959–1972. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2486.2008.01619.x>
- Mills, S. C., Oliver, T. H., Bradbury, R. B., Gregory, R. D., Brereton, T., Kühn, E., Kuussaari, M., Musche, M., Roy, D. B., Schmucki, R., Stefanescu, C., van Swaay, C., & Evans, K. L. (2017). European butterfly populations vary in sensitivity to weather across their geographical ranges. *Global Ecology and Biogeography*, 26(12), 1374–1385. <https://doi.org/10.1111/geb.12659>
- Mittermeier, R. A., Gil, P. R., Hoffman, M., Pilgrim, J., Brooks, T., Mittermeier, C. G., Iamoureux, J., & Da Fonseca, G. A. B. (2004). Hotspots Revisited.
- Morin, X., Fahse, L., Jactel, H., Scherer-Lorenzen, M., García-Valdés, R., & Bugmann, H. (2018). Long-term response of forest productivity to climate change is mostly driven by change in tree species composition. *Scientific Reports*, 8(1). <https://doi.org/10.1038/s41598-018-23763-y>
- Moutahir, H., Bellot, P., Monjo, R., Bellot, J., Garcia, M., & Touhami, I. (2017). Likely effects of climate change on groundwater availability in a Mediterranean region of Southeastern Spain: Climate Change and Groundwater Availability in a Mediterranean Region. *Hydrological Processes*, 31(1), 161–176. <https://doi.org/10.1002/hyp.10988>
- Muntifering, J. R., Dickman, A. J., Perlow, L. M., Hruska, T., Ryan, P. G., Marker, L. L., & Jeo, R. M. (2006). Managing the matrix for large carnivores: A novel approach and perspective from cheetah (*Acinonyx jubatus*) habitat suitability modelling. *Animal Conservation*, 9(1), 103–112. <https://doi.org/10.1111/j.1469-1795.2005.00008.x>
- Myers, N., Mittermeier, R. A., Mittermeier, C. G., da Fonseca, G. A. B., & Kent, J. (2000). Biodiversity hotspots for

- conservation priorities. *Nature*, 403(6772), 853–858. <https://doi.org/10.1038/35002501>
- Naidoo, G. (2016). The mangroves of South Africa: An ecophysiological review. *South African Journal of Botany*, 107, 101–113. <https://doi.org/10.1016/j.sajb.2016.04.014>
- Nel, J. L., Roux, D. J., Maree, G., Kleyhans, C. J., Moolman, J., Reyers, B., Rouget, M., & Cowling, R. M. (2007). Rivers in peril inside and outside protected areas: A systematic approach to conservation assessment of river ecosystems. *Diversity and Distributions*, 13(3), 341–352. <https://doi.org/10.1111/j.1472-4642.2007.00308.x>
- Newbold, T., Hudson, L. N., Arnell, A. P., Contu, S., De Palma, A., Ferrier, S., Hill, S. L. L., Hoskins, A. J., Lysenko, I., Phillips, H. R. P., Burton, V. J., Chng, C. W. T., Emerson, S., Gao, D., Pask-Hale, G., Hutton, J., Jung, M., Sanchez-Ortiz, K., Simmons, B. I., ... Purvis, A. (2016). Has land use pushed terrestrial biodiversity beyond the planetary boundary? A global assessment. *Science*, 353(6296), 288–291. <https://doi.org/10.1126/science.aaf2201>
- Niang, I., & Ruppel, O. C. (2014). IPCC AR5—Africa. 67.
- NYDF. (2019). Protecting and Restoring Forests: A Story of Large Commitments yet Limited Progress. Five-Year Assessment Report. (p. 96). New York Declaration on Forests.
- Obura, D. (2016). Responding to coral bleaching Western Indian Ocean 2016. 15.
- OFME. (2018). Données & chiffres-clés de la forêt méditerranéenne en Provence-Alpes-Côte d'Azur (p. 40). Observatoire régional de la forêt méditerranéenne. http://www.ofme.org/documents/Chiffres-cles/Chiffres-cles-2017_VF_pap_light.pdf
- ONF. (2015). Bilan patrimonial des forêts domaniales (p. 250). Office National des Forêts.
- Parker, L., Ross, P., O'Connor, W., Pörtner, H., Scanes, E., & Wright, J. (2013). Predicting the Response of Molluscs to the Impact of Ocean Acidification. *Biology*, 2(2), 651–692. <https://doi.org/10.3390/biology2020651>
- Pelletier, J., Siampale, A., Legendre, P., Jantz, P., Laporte, N. T., & Goetz, S. J. (2017). Human and natural controls of the variation in aboveground tree biomass in African dry tropical forests. *Ecological Applications*, 27(5), 1578–1593. <https://doi.org/10.1002/eap.1550>
- Pereira, H. M., Leadley, P. W., Proença, V., Alkemade, R., Scharlemann, J. P. W., Fernandez-Manjarrés, J. F., Araújo, M. B., Balvanera, P., Biggs, R., Cheung, W. W. L., Chini, L., Cooper, H. D., Gilman, E. L., Guénette, S., Hurtt, G. C., Huntington, H. P., Mace, G. M., Oberdorff, T., Revenga, C., ... Walpole, M. (2010). Scenarios for Global Biodiversity in the 21st Century. *Science*, 330(6010), 1496–1501. <https://doi.org/10.1126/science.1196624>
- Pimm, S. L., Jenkins, C. N., Abell, R., Brooks, T. M., Gittleman, J. L., Joppa, L. N., Raven, P. H., Roberts, C. M., & Sexton, J. O. (2014). The biodiversity of species and their rates of extinction, distribution, and protection. *Science*, 344(6187), 1246752–1246752. <https://doi.org/10.1126/science.1246752>
- Platts, P. J., Omeny, P. A., & Marchant, R. (2015). AFRICLIM: High-resolution climate projections for ecological applications in Africa. *African Journal of Ecology*, 53(1), 103–108. <https://doi.org/10.1111/aje.12180>
- Plumptre, A. J., Davenport, T. R. B., Behangana, M., Kityo, R., Eilu, G., Ssegawa, P., Ewango, C., Meirte, D., Kahindo, C., Herremans, M., Peterhans, J. K., Pilgrim, J. D., Wilson, M., Languy, M., & Moyer, D. (2007). The biodiversity of the Albertine Rift. *Biological Conservation*, 134(2), 178–194. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2006.08.021>
- Pounds, J. A., Bustamante, M. R., Coloma, L. A., Consuegra, J. A., Fogden, M. P. L., Foster, P. N., La Marca, E., Masters, K. L., Merino-Viteri, A., Puschendorf, R., Ron, S. R., Sánchez-Azofeifa, G. A., Still, C. J., & Young, B. E. (2006). Widespread amphibian extinctions from epidemic disease driven by global warming. *Nature*, 439(7073), 161–167. <https://doi.org/10.1038/nature04246>
- Quisthoudt, K., Adams, J., Rajkaran, A., Dahdouh-Guebas, F., Koedam, N., & Randin, C. F. (2013). Disentangling the effects of global climate and regional land-use change on the current and future distribution of mangroves in South Africa. *Biodiversity and Conservation*, 22(6–7), 1369–1390. <https://doi.org/10.1007/s10531-013-0478-4>
- Rivers, M., Beech, E., Bazos, I., Bogunić, F., Buir, A., Caković, D., Carapeto, A., Carta, A., Cornier, B., Fenu, G., Fernandes, F., Fraga i Arguimbau, P., Garcia-Murillo, P., Lepší, M., Matevski, V., Medina, F., Menezes de Sequeira, M., Meyer, N., Mikoláš, V., ... Allen, D. (2019). European Red List of Trees. <https://edepot.wur.nl/505587>
- Rondinini, C., & Visconti, P. (2015). Scenarios of large mammal loss in Europe for the 21st century: Scenarios of Mammal Loss. *Conservation Biology*, 29(4), 1028–1036. <https://doi.org/10.1111/cobi.12532>
- Roth, T., Plattner, M., & Amrhein, V. (2014). Plants, Birds and Butterflies: Short-Term Responses of Species

- Communities to Climate Warming Vary by Taxon and with Altitude. *PLoS ONE*, 9(1), e82490. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0082490>
- Rotich, B., Mwangi, E., & Lawry, S. (2016). Where Land Meets the Sea: A Global Review of the Governance and Tenure Dimensions of Coastal Mangrove Forests. CIFOR - USAID.
- Rowell, D. P., Senior, C. A., Vellinga, M., & Graham, R. J. (2016). Can climate projection uncertainty be constrained over Africa using metrics of contemporary performance? *Climatic Change*, 134(4), 621–633. <https://doi.org/10.1007/s10584-015-1554-4>
- Ruiz-Labourdette, D., Nogués-Bravo, D., Ollero, H. S., Schmitz, M. F., & Pineda, F. D. (2012). Forest composition in Mediterranean mountains is projected to shift along the entire elevational gradient under climate change: Forest dynamics under climate change. *Journal of Biogeography*, 39(1), 162–176. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2699.2011.02592.x>
- Rutherford, M. C., Midgley, G. F., Bond, W. J., Powrie, L. W., Roberts, R., & Allsopp, J. (2000). South African Country Study on Climate Change. 58.
- Saltré, F., Duputié, A., Gaucherel, C., & Chuine, I. (2015). How climate, migration ability and habitat fragmentation affect the projected future distribution of European beech. *Global Change Biology*, 21(2), 897–910. <https://doi.org/10.1111/gcb.12771>
- Samoilys, M., Pabari, M., Andrew, T., Maina, G. W., Church, J., Momanyi, A., Mibei, B., Monjaneb, M., Shah, A., Menomussanga, M., & Mutta, D. (2015). Resilience of Coastal Systems and Their Human Partners. IUCN.
- Sánchez-Salguero, R., Navarro-Cerrillo, R. M., Swetnam, T. W., & Zavala, M. A. (2012). Is drought the main decline factor at the rear edge of Europe? The case of southern Iberian pine plantations. *Forest Ecology and Management*, 271, 158–169. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2012.01.040>
- Sangüesa-Barreda, G., Camarero, J. J., Oliva, J., Montes, F., & Gazol, A. (2015). Past logging, drought and pathogens interact and contribute to forest dieback. *Agricultural and Forest Meteorology*, 208, 85–94. <https://doi.org/10.1016/j.agrformet.2015.04.011>
- Sangüesa-Barreda, G., Camarero, J. J., Sánchez-Salguero, R., Gutiérrez, E., Linares, J. C., Génova, M., Ribas, M., Tiscar, P. A., & López-Sáez, J. A. (2019). Droughts and climate warming desynchronize Black pine growth across the Mediterranean Basin. *Science of The Total Environment*, 697, 133989. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.133989>
- SDES. (2019). L'environnement en France, édition 2019. Rapport de synthèse. (p. 220). Service de la donnée et des études statistiques - Commissariat général au développement durable. https://ree.developpement-durable.gouv.fr/IMG/pdf/9782111570566_lenvironnementenfrance_edition2019_rapportdesynthese__2019_10_23_.pdf
- Simmons, R. E., Barnard, P., Dean, W., Midgley, G. F., Thuiller, W., & Hughes, G. (2004). Climate change and birds: Perspectives and prospects from southern Africa. *Ostrich*, 75(4), 295–308. <https://doi.org/10.2989/00306520409485458>
- Sirami, C., Seymour, C., Midgley, G., & Barnard, P. (2009). The impact of shrub encroachment on savanna bird diversity from local to regional scale. *Diversity and Distributions*, 15(6), 948–957. <https://doi.org/10.1111/j.1472-4642.2009.00612.x>
- Sosef, M. S. M., Dauby, G., Blach-Overgaard, A., van der Burgt, X., Catarino, L., Damen, T., Deblauwe, V., Dessein, S., Dransfield, J., Droissart, V., Duarte, M. C., Engledow, H., Fadeur, G., Figueira, R., Gereau, R. E., Hardy, O. J., Harris, D. J., de Heij, J., Janssens, S., ... Couvreur, T. L. P. (2017). Exploring the floristic diversity of tropical Africa. *BMC Biology*, 15(1). <https://doi.org/10.1186/s12915-017-0356-8>
- Stévant, T., Dauby, G., Lowry, P. P., Blach-Overgaard, A., Droissart, V., Harris, D. J., Mackinder, B. A., Schatz, G. E., Sonké, B., Sosef, M. S. M., Svenning, J.-C., Wieringa, J. J., & Couvreur, T. L. P. (2019). A third of the tropical African flora is potentially threatened with extinction. *Science Advances*, 5(11), eaax9444. <https://doi.org/10.1126/sciadv.aax9444>
- Stram, D. L., & Evans, D. C. K. (2009). Fishery management responses to climate change in the North Pacific. *ICES Journal of Marine Science*, 66(7), 1633–1639. <https://doi.org/10.1093/icesjms/fsp138>
- Sy, B. A. (2015). 'Brèche' ouverte sur la Langue de Barbarie à Saint-Louis: Esquisse de bilan d'un aménagement précipité. L'Harmattan.

- Taccoen, A., Piedallu, C., Seynave, I., Perez, V., Gégout-Petit, A., Nageleisen, L.-M., Bontemps, J.-D., & Gégout, J.-C. (2019). Background mortality drivers of European tree species: Climate change matters. *Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences*, 286(1900), 20190386. <https://doi.org/10.1098/rspb.2019.0386>
- Tang, W., Feng, W., Jia, M., Shi, J., Zuo, H., & Trettin, C. C. (2016). The assessment of mangrove biomass and carbon in West Africa: A spatially explicit analytical framework. *Wetlands Ecology and Management*, 24(2), 153–171. <https://doi.org/10.1007/s11273-015-9474-7>
- Terink, W., Immerzeel, W. W., & Droogers, P. (2013). Climate change projections of precipitation and reference evapotranspiration for the Middle East and Northern Africa until 2050. *International Journal of Climatology*, 33(14), 3055–3072. <https://doi.org/10.1002/joc.3650>
- Thiel, D., Nagy, L., Beierkuhnlein, C., Huber, G., Jentsch, A., Konner, M., & Kreyling, J. (2012). Uniform drought and warming responses in *Pinus nigra* provenances despite specific overall performances. *Forest Ecology and Management*, 270, 200–208. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2012.01.034>
- Thieme, M. L., Lehner, B., Abell, R., & Matthews, J. (2010). Exposure of Africa's freshwater biodiversity to a changing climate: Africa's freshwater biodiversity in a changing climate. *Conservation Letters*, 3(5), 324–331. <https://doi.org/10.1111/j.1755-263X.2010.00120.x>
- Thiombiano, L., & Tourino-Soto, I. (2007). Status and Trends in Land Degradation in Africa. In *Climate and Land Degradation* (pp. 39–53). https://doi.org/10.1007/978-3-540-72438-4_2
- Thuiller, W., Lavergne, S., Roquet, C., Boulangeat, I., Lafourcade, B., & Araujo, Miguel. B. (2011). Consequences of climate change on the tree of life in Europe. *Nature*, 470(7335), 531–534. <https://doi.org/10.1038/nature09705>
- Trumbore, S., Brando, P., & Hartmann, H. (2015). Forest health and global change. *Science*, 349(6250), 814–818. <https://doi.org/10.1126/science.aac6759>
- Tyukavina, A., Hansen, M. C., Potapov, P., Parker, D., Okpa, C., Stehman, S. V., Kommareddy, I., & Turubanova, S. (2018). Congo Basin forest loss dominated by increasing smallholder clearing. *Science Advances*, 4(11), eaat2993. <https://doi.org/10.1126/sciadv.aat2993>
- UICN France. (2017). Liste rouge des écosystèmes en France—Chapitre Mangroves de Mayotte (p. 72).
- UICN France. (2018). Liste Rouge des écosystèmes en France—Chapitre Forêts méditerranéennes de France métropolitaine (p. 28).
- UNEP. (2014). *Africa Mountains Atlas*. United Nations Environment Programme.
- UNEP-WCMC. (2016). *State of Biodiversity in Africa*.
- van Breugel, P., Friis, I., Demissew, S., Lillesø, J.-P. B., & Kindt, R. (2016). Current and Future Fire Regimes and Their Influence on Natural Vegetation in Ethiopia. *Ecosystems*, 19(2), 369–386. <https://doi.org/10.1007/s10021-015-9938-x>
- van Velzen, R., Wahlberg, N., Sosef, M. S. M., & Bakker, F. T. (2013). Effects of changing climate on species diversification in tropical forest butterflies of the genus *Cymothoe* (Lepidoptera: Nymphalidae). *Biological Journal of the Linnean Society*, 108(3), 546–564. <https://doi.org/10.1111/bj.12012>
- Veron, J. E. N., Hoegh-Guldberg, O., Lenton, T. M., Lough, J. M., Obura, D. O., Pearce-Kelly, P., Sheppard, C. R. C., Spalding, M., Stafford-Smith, M. G., & Rogers, A. D. (2009). The coral reef crisis: The critical importance of <350ppm CO₂. *Marine Pollution Bulletin*, 58(10), 1428–1436. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2009.09.009>
- Vié, J. C., Hilton-Taylor, C., & Stuart, S. N. (2009). *Wildlife in a changing world: An analysis of the 2008 IUCN Red List of threatened species*. IUCN.
- Visconti, P., Pressey, R. L., Giorgini, D., Maiorano, L., Bakkenes, M., Boitani, L., Alkemade, R., Falcucci, A., Chiozza, F., & Rondinini, C. (2011). Future hotspots of terrestrial mammal loss. *Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences*, 366(1578), 2693–2702. <https://doi.org/10.1098/rstb.2011.0105>
- Zhu, Z., Piao, S., Myneni, R. B., Huang, M., Zeng, Z., Canadell, J. G., Ciais, P., Sitch, S., Friedlingstein, P., Arneeth, A., Cao, C., Cheng, L., Kato, E., Koven, C., Li, Y., Lian, X., Liu, Y., Liu, R., Mao, J., ... Zeng, N. (2016). Greening of the Earth and its drivers. *Nature Climate Change*, 6(8), 791–795. <https://doi.org/10.1038/nclimate3004>
- Ziska, L. H., Blumenthal, D. M., Runion, G. B., Hunt, E. R., & Diaz-Soltero, H. (2011). Invasive species and climate change: An agronomic perspective. *Climatic Change*, 105(1–2), 13–42. <https://doi.org/10.1007/s10584-010-9879-5>