

NOTE DOCUMENTAIRE

présentée en vue d'obtenir l'unité d'enseignement de Communication pour l'ingénieur

dans le cadre du diplôme de l'Ecole d'ingénieur du Cnam

SPÉCIALITÉ : Bâtiment et Travaux Publics

PARCOURS : Aménagement et Environnement

par

M. Nicolas Aoustin

Note documentaire intitulée

Interactions entre la dynamique du climat et celle de la biodiversité à l'échelle des territoires : modèles existants, possibilités de simplification et de couplage. Perspectives pour l'aide à la décision publique en matière de gestion du couvert végétal

Soutenue le : **23 septembre 2025**

devant le jury constitué de :

PRÉSIDENT : Olivier FOUCHÉ-GROBLA

Enseignant-chercheur, responsable du parcours A&E

MEMBRES : M. Luc ABBADIE

Professeur, Sorbonne Université, Institut d'Écologie de Paris

Ce document doit être cité comme suit :

AOUSTIN Nicolas (2025). *Interactions entre la dynamique du climat et celle de la biodiversité à l'échelle des territoires : modèles existants, possibilités de simplification et de couplage. Perspectives pour l'aide à la décision publique en matière de gestion du couvert végétal*. Note documentaire. Communication pour l'ingénieur en bâtiment et travaux publics, aménagement et environnement. Le Cnam, 32 p.

Sommaire

Remerciements et avant-propos.....	4
Glossaire des termes techniques et des acronymes.....	5
Introduction.....	1
1 Interactions entre les dynamiques du climat et de la biodiversité et principales catégories de modèles existants.....	3
1.1 Interactions entre réchauffement climatique et biodiversité.....	4
1.2 Principales catégories de modèles existants.....	7
1.3 Conclusion.....	10
2 Avantages, contraintes et limites de la modélisation intégrée.....	11
2.1 Avantages de la modélisation intégrée.....	11
2.2 Contraintes et limites associées à l'approche de modélisation intégrée.....	13
2.3 Conclusion.....	15
3 Avantages, contraintes et limites de la modélisation intégrée à l'échelle régionale.....	17
3.1 Avantage de la modélisation intégrée à l'échelle régionale.....	17
3.2 Contraintes et limites de la modélisation intégrée à l'échelle régionale.....	18
3.3 Conclusion.....	19
4 Cas d'études.....	21
4.1 Cas n° 1 : étude de la diversité végétale dans les Alpes autrichiennes.....	21
4.2 Cas n° 2 : étude des effets sur les pollinisateurs dans un système virtuel.....	24
4.3 Conclusion.....	26
Conclusion générale et perspectives.....	27
Références bibliographiques.....	29
Webographie.....	31

Remerciements et avant-propos

À l'issue de ce travail, je souhaite remercier M. Fouché-Grobla pour son accompagnement et ses conseils, et de manière générale tous les personnels du Cnam Paris pour le travail qu'ils effectuent au quotidien et la qualité des formations dispensées.

Glossaire des termes techniques et des acronymes

ABM	Agent-Based Model (modèle basé sur les acteurs)
BAU	Business As Usual (ordinaire, sans changement notable)
CNP	Contributions de la Nature aux Populations
DGVM	Dynamic Global Vegetation Model (modèle global dynamique de végétation)
ESM	Earth System Model (modèle du système terre)
GCM	Global Climate Model (modèle climatique global)
GIEC	Groupe Intergouvernemental d'Experts sur l'évolution du Climat
IAM	Integrated Assessment Model (modèle d'évaluation intégrée)
INPN	Inventaire National du Patrimoine Naturel
IPBES	Intergovernmental Science-Policy Platform on Biodiversity and Ecosystem Services (plateforme intergouvernementale scientifique et politique sur la biodiversité et les services écosystémiques)
LULCC	Land Use / Land Cover Change (changement d'usage / d'occupation des sols)
MSA	Mean Species Abundance (abondance moyenne des espèces)
PIB	Produit Intérieur Brut
RCM	Regional Climate Model (modèle régional de climat)
SDM	Species Distribution Model (modèle de distribution des espèces)
SRI	Species Richness Index (indice de diversité des espèces)
SSP	Shared Socioeconomic Pathways (trajectoires socio-économiques partagées)

Liste des figures

Figure 1. Schéma des interactions entre réchauffement climatique, changement d'utilisation et d'occupation des sols et biodiversité (source : (Cabral <i>et al.</i> 2024)).....	6
Figure 2. Étapes de la descente d'échelle des modélisations climatiques (source : Météo France).....	8
Figure 3. Schéma de principe de l'architecture du modèle intégré IMAGE3.0 (source : (PBL 2025)).....	12
Figure 4. Évolution du territoire étudié en 2050 selon les scénarios (a), (b), (c). LU : Land Use, BD : Biodiversity richness (source : (Dullinger <i>et al.</i> 2020)).....	23
Figure 5. Résultats partiels de l'étude, source : (Synes <i>et al.</i> 2019) (a) Évolution du nombre de cellules gérées par les agriculteurs de forte intensité selon le rendement en l'absence de pollinisateurs.....	26

Table des matières

Remerciements et avant-propos.....	4
Glossaire des termes techniques et des acronymes.....	5
Introduction.....	1
1 Interactions entre les dynamiques du climat et de la biodiversité et principales catégories de modèles existants.....	3
1.1 Interactions entre réchauffement climatique et biodiversité.....	4
1.2 Principales catégories de modèles existants.....	7
1.2.1 Modèles climatiques.....	7
1.2.2 Modèles de biodiversité.....	8
1.2.2.1 Modèles de distribution d'espèces.....	8
1.2.2.2 Modèles globaux dynamiques de végétation.....	9
1.2.3 Modèles de changement d'occupation et d'utilisation des sols.....	9
1.3 Conclusion.....	10
2 Avantages, contraintes et limites de la modélisation intégrée.....	11
2.1 Avantages de la modélisation intégrée.....	11
2.2 Contraintes et limites associées à l'approche de modélisation intégrée.....	13
2.2.1 Interopérabilité des modèles.....	13
2.2.2 Gestion de la complexité.....	14
2.3 Conclusion.....	15
3 Avantages, contraintes et limites de la modélisation intégrée à l'échelle régionale.....	17
3.1 Avantage de la modélisation intégrée à l'échelle régionale.....	17
3.2 Contraintes et limites de la modélisation intégrée à l'échelle régionale.....	18
3.3 Conclusion.....	19
4 Cas d'études.....	21
4.1 Cas n° 1 : étude de la diversité végétale dans les Alpes autrichiennes.....	21
4.2 Cas n° 2 : étude des effets sur les pollinisateurs dans un système virtuel.....	24
4.3 Conclusion.....	26
Conclusion générale et perspectives.....	27
Références bibliographiques.....	29
Webographie.....	31

Introduction

L'un des objectifs de la plupart des domaines scientifiques est d'élaborer des modèles, i.e. des manières de représenter la réalité suffisamment précises pour prédire le comportement à venir de systèmes (sociaux, cognitifs, biologiques, climatiques, etc.). Afin d'étudier le climat planétaire, mais également les évolutions de la biodiversité et des écosystèmes, de nombreux modèles numériques ont été développés depuis les années 1980 par les chercheurs et chercheuses. Or, historiquement, une grande partie de ces modèles ont été développés pour prendre en compte une seule discipline, et s'avèrent aujourd'hui difficilement capables de tenir compte des interactions pouvant exister entre plusieurs domaines. De nouveaux modèles intégrés ont été créés depuis les années 2000 pour tenir compte d'un certain nombre d'interactions, mais leur complexité conceptuelle et calculatoire est parfois très importante. Par ailleurs, les efforts d'analyse des menaces globales que constituent le réchauffement climatique et la sixième extinction de masse sont coordonnés respectivement par des instances mondiales telles que le GIEC et l'IPBES, et leurs rapports contiennent des préconisations générales à l'adresse des dirigeants mondiaux, dans une perspective globale. Or, la majorité des processus à l'œuvre au sein des écosystèmes se déroulent plutôt à l'échelle régionale et non globale.

Dans ce contexte, cette note cherche à déterminer si une approche de modélisation intégrée à l'échelle des territoires peut être adaptée à la fois pour fournir des résultats utiles aux prises de décisions publiques, et si elle serait capable de révéler des dynamiques d'interaction nouvelles potentiellement masquées dans les modélisations de niveau plus global. La présente note s'attache ainsi à :

- dans une première partie, présenter un panorama des interactions existantes entre le réchauffement climatique, la biodiversité, et le changement d'usage et d'occupation des sols (LULCC), ainsi que les grandes familles de modèles utilisés dans ces différents domaines d'études, afin de mettre en lumière le besoin d'une approche intégrée pour leur prise en compte ;
- dans une deuxième partie, présenter les avantages, contraintes et limites de l'approche de modélisation intégrée, en particulier dans le cas des modélisations à l'échelle globale qui nécessitent un grand nombre de simplifications, afin d'évaluer les bénéfices qu'il serait possible de tirer des modélisations à l'échelle régionale ;
- dans une troisième partie, présenter les avantages, contraintes et limites de la modélisation intégrée à l'échelle régionale ;
- dans une quatrième partie, présenter deux cas de modélisations intégrées à l'échelle régionale, l'un dans un système réel, l'autre dans un système virtuel, ainsi que les principaux enseignements qu'il est possible d'en tirer ;

- avant de conclure et d'esquisser des perspectives pour l'avenir de la modélisation dans le contexte de la décision publique à l'échelle des territoires.

Remarques :

- Cette note aborde les notions de changement d'usage/d'utilisation des sols/des terres (modification du type ou de l'intensité de l'activité humaine sur une parcelle donnée) et de changement d'occupation des sols/des terres (modification du couvert – végétal ou urbain). Afin de simplifier le propos, cette note considère ces deux notions comme un ensemble indistinct.
- Les notions « d'échelle régionale », « d'échelle des territoires », ou « d'échelle locale » sont utilisées indistinctement dans la note pour désigner une échelle infra-nationale (l'extension géographique « nationale » de référence étant la superficie de la France métropolitaine par hypothèse).

1 Interactions entre les dynamiques du climat et de la biodiversité et principales catégories de modèles existants

Le concept de biodiversité, ou diversité biologique, apparaît dans les années 1980. En 1992, à Rio, la conférence des Nations Unies sur l'environnement et le développement adopte la définition internationale suivante dans l'article 2 de sa Convention sur la Diversité Biologique (JEAN 2024) : *La « diversité biologique » désigne la variabilité des organismes vivants de toute origine y compris, entre autres, les écosystèmes terrestres, marins et autres écosystèmes aquatiques et les complexes écologiques dont ils font partie ; cela comprend la diversité au sein des espèces et entre espèces ainsi que celle des écosystèmes.* Cette définition très vaste englobe tous les êtres vivants, à toutes échelles : de l'espèce à l'écosystème en passant par la communauté. Un écosystème est défini comme l'interaction des communautés d'organismes vivants y habitant avec leur environnement abiotique (JEAN 2024).

Les études concernant la biodiversité ont fait au cours du temps émerger le concept anthropocentrique de services écosystémiques, correspondant aux services rendus par les écosystèmes aux êtres humains. L'émergence du concept, notamment à l'échelle internationale par les travaux du Millenium Ecosystem Assessment (MILLENNIUM ECOSYSTEM ASSESSMENT 2005), a permis de mettre en lumière les problématiques liées à la biodiversité auprès des décideurs politiques et la mise en place de politiques de protection et de préservation.

Par la suite, le concept de service écosystémique a évolué dans le cadre des travaux de l'IPBES pour devenir celui de contributions de la nature aux populations (CNP). Les CNP peuvent être positives ou négatives et peuvent être classées en 3 grandes catégories (JEAN 2024) :

- les contributions matérielles : matériaux de construction, produits destinés à l'alimentation, énergie issue de la biomasse, ombre, fraîcheur, etc. ;
- les contributions non matérielles : connaissances, paysages, inspiration artistique, etc. ;
- les contributions régulatrices : régulation du climat, pollinisation, épuration des eaux, régulation des pathogènes et prédateurs, etc.

La biodiversité planétaire, et donc les CNP associées, sont aujourd'hui sous l'effet de plusieurs menaces, directes ou indirectes, liées aux activités humaines. L'une de ces menaces est le réchauffement climatique d'origine anthropique. Le paragraphe suivant présente les influences du réchauffement climatique sur la biodiversité.

1.1 Interactions entre réchauffement climatique et biodiversité

D'après le 6^e rapport d'évaluation du GIEC de 2023, les activités humaines, principalement du fait de l'émission de gaz à effet de serre, ont conduit à un réchauffement global de la surface terrestre de 1,1 °C sur la période 2011-2020 par rapport à la période pré-industrielle (1850-1900).

Les conséquences de ce réchauffement sur la biodiversité et les écosystèmes sont multiples et variables. À l'échelle locale, le réchauffement peut n'avoir aucune influence sur certaines espèces : par exemple, Giupponi et al. montrent dans leur étude de 2006 que les différents scénarios de réchauffement climatiques choisis ne modifient pas significativement la distribution des espèces choisies (GIUPPONI *et al.* 2006). Le réchauffement peut même améliorer la situation de certaines espèces : l'étude de del Barrio et al. 2006 montre par exemple une extension possible vers le nord de la zone d'habitat de deux fleurs, *Silene Gallica* et *Papaver Dubium*, sous l'effet des modifications climatiques (DEL BARRIO *et al.* 2006). À l'échelle globale, cependant, les conséquences du réchauffement climatique sur la biodiversité sont négatives. Les pertes ou modifications d'habitat liées aux changements des températures et des régimes de précipitations des écosystèmes peuvent entraîner des migrations ou des disparitions d'espèces. Ces migrations peuvent déstabiliser les écosystèmes d'arrivée en changeant les équilibres entre proies et prédateurs ou ceux de la chaîne alimentaire locale. Le rythme du changement climatique d'origine anthropique génère un risque que certaines espèces soient incapables de s'adapter assez vite à leurs nouvelles conditions d'existence et s'éteignent. D'autre part, il est attendu que les événements météorologiques extrêmes (tempêtes, feux de forêt, inondations, sécheresses, etc.) ayant un impact fort sur les écosystèmes augmentent en fréquence et en intensité du fait du changement climatique (BELLARD *et al.* 2012; OLIVER & MORECROFT 2014; SINGH *et al.* 2024).

Ainsi, le réchauffement climatique constitue une menace directe pour la biodiversité et les CNP associées.

Toutefois, dans la plupart des aires biotiques, le principal facteur responsable de la perte de biodiversité identifié aujourd'hui est le changement d'usage et d'occupation des terres (SALA *et al.* 2000). La principale cause des changements d'utilisation des terres est l'augmentation de la population, entraînant une augmentation des surfaces agricoles, un doublement des surfaces urbanisées depuis 1992 et le développement des infrastructures associées (IPBES 2019). L'IPBES indique que le changement d'usage et d'occupation des terres, c'est à dire la perte, la fragmentation, et la dégradation de l'habitat de la faune et de la flore est responsable de 30 % des impacts sur la biodiversité. L'exploitation directe de la faune et de la flore sauvage représente 23 % des impacts. Le changement climatique représente la même part des impacts que la pollution, soit 14 %. Enfin, les espèces exotiques envahissantes représentent 11 %. Ces facteurs ont des impacts différents selon les écosystèmes et les aires biotiques. La méta-analyse de Santos et. al. confirme ces éléments, montrant que sur un corpus de 116 articles scientifiques consacrés à la vulnérabilité de la biodiversité, seuls

14 % montrent un effet du réchauffement climatique plus important que celui du changement d'usage et d'occupation des sols (SANTOS *et al.* 2021). Au total, la perte de biodiversité et les dégradations des services écosystémiques associées représenteraient annuellement un coût économique équivalent à plus de 10 % du PIB mondial (IPBES 2018).

Face à ce constat, dans une optique de préservation de la biodiversité, se limiter à l'étude des interactions entre réchauffement climatique et biodiversité entraîne le risque de ne pas prendre en compte certains phénomènes liés à l'utilisation des terres. D'autant que le climat et le schéma d'usage et d'occupation des terres interagissent également entre eux. À titre d'exemple, le réchauffement climatique entraînera dans certaines régions la diminution du rendement de certaines cultures, ce qui conduira vraisemblablement les agriculteurs à utiliser davantage d'intrants et/ou à se tourner vers des essences plus adaptées ou rentables, voire vers d'autres activités et donc à un changement de l'usage des terres. De même, l'augmentation du niveau des océans liée au réchauffement rendra certaines terres indisponibles à l'avenir. Réciproquement, la déforestation, à des fins agricoles par exemple, entraîne une diminution de l'efficacité du puits de carbone que représentent les forêts à l'échelle mondiale, générant une rétroaction positive sur le réchauffement climatique. D'autre part, l'intensité de l'usage des sols a également une influence sur la biocénose : l'impact n'est pas le même si une prairie est fauchée ou utilisée comme pâture pour un élevage, et diffère selon la fréquence des prélèvements dans une exploitation forestière (DE CHAZAL & ROUNSEVELL 2009).

En outre, les effets du réchauffement climatique et du changement d'utilisation des terres peuvent se combiner et affecter la biocénose d'une région diversement en fonction de l'effet combiné obtenu. Les effets combinés peuvent être (OLIVER & MORECROFT 2014) :

- additifs : l'impact sur la biodiversité est équivalent à la somme des impacts du changement d'usage des terres et du réchauffement climatique pris isolément ;
- antagonistes : l'impact sur la biodiversité est moindre que la somme des impacts pris isolément ;
- multiplicatifs : l'impact sur la biodiversité est plus important que la somme des impacts pris isolément.

Enfin, les changements au niveau de la biodiversité peuvent affecter en retour :

- l'usage des terres : par exemple en cas d'extinction d'une espèce animale ou végétale présentant un intérêt particulier pour l'être humain, ou de migrations de ce type de populations (CABRAL *et al.* 2024) ;
- le réchauffement climatique : par exemple via le changement de l'albedo (CABRAL *et al.* 2024) ou la réduction de l'efficacité des puits de carbone des prairies ou des écosystèmes forestiers du fait de la diminution de la diversité des espèces en présence (PFENNING-BUTTERWORTH *et al.* 2024).

La Figure 1 présente de manière synthétique le schéma des interactions présentées dans les paragraphes précédents. Les flèches pointillées représentent les effets combinés évoqués ci-dessus.

Cette sous-partie a permis de montrer succinctement que les interactions entre le réchauffement climatique et la biodiversité sont multiples. Par ailleurs, ces deux domaines de l'environnement interagissent avec l'usage et l'occupation des sols décidé par les sociétés humaines. La multiplicité des interactions entre le réchauffement climatique, le changement d'usage et d'occupation des terres et la biodiversité est grande : des boucles de rétroaction et des effets combinés existent entre ces grands domaines. Enfin, si les impacts sur la biodiversité du réchauffement climatique, de même que ceux du changement d'utilisation et d'occupation des sols, sont largement étudiés, les conséquences de la perte de biodiversité sur l'usage des terres et le réchauffement climatique sont encore à ce jour peu explorées.

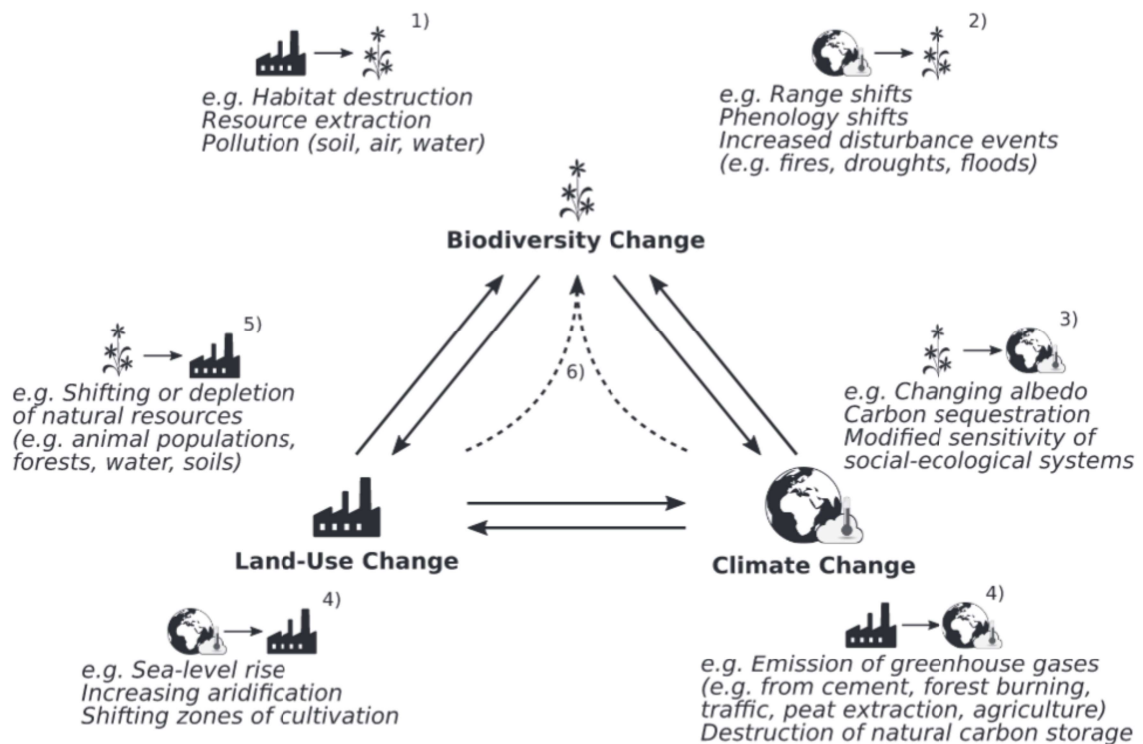


FIGURE 1 Biodiversity change (BDC), land-use change (LUC) and climate change (CC) all interact. In addition to the bidirectional interactions (solid arrows), there are additive and multiplicative effects of LUC and CC on BDC (dashed arrows). Studies on biodiversity response to climate change have largely focused on the direct link of CC to BDC. Biodiversity assessments considering indirect effects of CC on BDC via CC-driven LUC are largely lacking. Numbers in the figure denote references: (1) IPBES (2019); (2) Böhne et al. (2021); (3) Seddon et al. (2020); (4) Dale et al. (2011); (5) Chausson et al. (2020); (6) Oliver and Morecroft (2014).

Figure 1. Schéma des interactions entre réchauffement climatique, changement d'utilisation et d'occupation des sols et biodiversité (source : (CABRAL et al. 2024))

La sous-partie suivante de cette note présente les principales catégories de modèles du réchauffement climatique, de la biodiversité et du changement d'utilisation et d'occupation des terres.

1.2 Principales catégories de modèles existants

Le nombre d'instruments scientifiques visant à modéliser le climat, la biodiversité et l'utilisation et l'occupation des terres est très important. Cette sous-partie n'a pas vocation à être exhaustive, mais à présenter un aperçu des grandes catégories de modèles utilisés dans les domaines sus-mentionnés, afin d'obtenir un panorama global et analyser la manière dont ces modèles permettent d'étudier les interactions présentées dans la sous-partie précédente.

1.2.1 Modèles climatiques

Les modèles climatiques globaux (GCM) utilisés actuellement sont des outils numériques qui simulent le comportement du climat planétaire. Ils sont composés de plusieurs sous-modules représentant les principales composantes du système climatique (les océans, l'atmosphère, les glaciers et banquises, la biosphère, etc.) et interagissant entre eux via les processus atmosphérique et de surface terrestre. L'acronyme ESM (pour Earth System Model) est parfois également utilisé. La complexité de ce type de modèle étant très grande, et afin de limiter le nombre de variables à considérer et le temps de calcul associé, les résolutions d'équations sont effectuées par les méthodes des différences finies, des éléments finis ou de la forme spectrale, en discrétisant la planète en une grille dont les mailles peuvent faire de 50 à 300 km de côté. Les résultats de ces simulations sont trop peu précis pour déterminer les impacts du réchauffement climatique à l'échelle régionale. En effet, à titre d'exemple, les épisodes de précipitations extrêmes se produisent souvent dans des zones de taille restreinte. Afin de pouvoir travailler à l'échelle adaptée, de l'ordre de la dizaine de kilomètres, des modèles régionaux de climat (RCM) ont été développés. Ces RCM sont initialisés à l'aide de conditions aux limites déterminées à partir d'un GCM, puis simulent les mêmes processus que les GCM en tenant compte de la topographie locale, de l'occupation des sols, des contrastes entre terre et mer, etc. Une méthode de correction de biais est ensuite appliquée afin de garantir que les résultats obtenus par le RCM sont comparables aux conditions climatiques actuelles et passées, et donc de valider le modèle pour les projections futures. La Figure 2 synthétise la démarche utilisée pour obtenir des projections climatiques à l'échelle régionale. De nombreux GCM et RCM ont été développés par les laboratoires de plusieurs pays au cours du temps : GISS développé par la NASA aux États-Unis, CNRM-CM5, par le Centre National de recherche météorologique en France, MPI-ESM par l'Institut Max Planck en Allemagne, etc.

L'objet de cette note n'est pas de les présenter de manière exhaustive, mais, à l'instar de tout modèle, les GCM et RCM présentent des incertitudes (MÉTÉO FRANCE 2025) : liées aux hypothèses d'émission de gaz à effet de serre, liées à une connaissance imparfaite des phénomènes et à leur représentation approximative dans les modèles, liées à la variabilité intrinsèque du climat ou liées aux différences existant entre les mé-

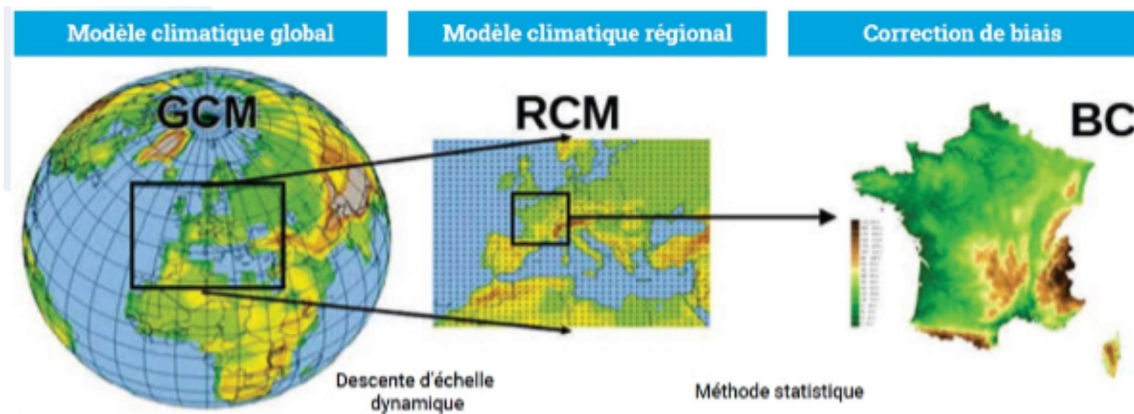


Figure 2. Étapes de la descente d'échelle des modélisations climatiques (source : Météo France)

thodes de descente d'échelle. L'utilisation de plusieurs modèles et projections différents atténue en général l'effet de ces incertitudes.

1.2.2 Modèles de biodiversité

Si le principe général d'élaboration des modèles climatiques reste globalement constant, la variété de modèles de biodiversité existants est, de son côté, beaucoup plus grande. La biodiversité peut être modélisée à diverses échelles : génétique, spécifique (des espèces) ou écosystémique, et peut se concentrer, à chacune de ces échelles, sur diverses métriques d'évaluation (SANTOS *et al.* 2021) : la distribution spatiale et temporelle, l'abondance, la dispersion, la survie, etc. L'objet de ce paragraphe n'est pas de présenter une revue complète de l'ensemble des modèles existants, mais d'en présenter deux grandes familles dont l'utilisation est aujourd'hui largement répandue dans le cadre des études visant à analyser les impacts du réchauffement climatique sur la biodiversité :

- les modèles de distribution d'espèces (SDM) ;
- les modèles globaux dynamiques de végétation (DGVM).

1.2.2.1 Modèles de distribution d'espèces

L'objectif des SDM est de prédire la répartition d'espèces animales ou végétales dans le temps et dans l'espace en fonction des conditions environnementales en présence et de la répartition actuellement observée des espèces. Dans le cadre du réchauffement climatique, ils évaluent par exemple les zones d'habitabilité possible de certaines espèces, compte tenu des conditions de température, de précipitations, d'humidité du sol, etc. à venir. Ces modèles sont en général utilisés à l'échelle régionale, nationale, voire continentale.

Deux grandes catégories de SDM existent (WIKIPEDIA 2025) :

- les SDM corrélatifs, qui modélisent, à partir de la répartition actuelle observée, la distribution future d'une espèce dans des conditions climatiques données. Ces types de SDM sont les plus aisés à mettre

en œuvre, mais ne donnent que peu d'informations sur les mécanismes de causalité sous-jacents et considèrent les espèces à l'équilibre avec leur environnement, ce qui ne permet pas de prendre en compte l'aspect dynamique (par exemple dans le cas d'une espèce invasive) ;

- les SDM mécanistes, qui modélisent les processus physiologiques connus d'une espèce pour déterminer les conditions environnementales dans laquelle elle peut subsister, puis les comparer aux conditions climatiques ou au type de terrain futurs et obtenir la répartition probable de l'espèce. Ces modèles sont plus récents et plus complexes à mettre en œuvre, mais prennent en compte les aspects dynamiques de la répartition des espèces.

1.2.2.2 Modèles globaux dynamiques de végétation

Les DGVM modélisent la végétation terrestre à l'échelle planétaire à partir de conditions climatiques données et du type de sol en présence. Ces modèles tiennent compte aussi bien des processus dynamiques intrinsèques des plantes (compétition, physiologie, cycles nutritifs, etc.) que des processus biogéochimiques et biogéochimiques d'échanges avec l'atmosphère (photosynthèse, respiration, flux de carbone, etc.) et le sol. Ce type de modèle a été initialement développé pour assurer des projections à l'échelle globale (planétaire) ; par conséquent, des simplifications sont nécessaires pour limiter la complexité et les temps de calculs. La principale d'entre elles est l'utilisation d'un nombre limité de types fonctionnels de plantes (typiquement 10 à 20). Ces types fonctionnels sont une classification des plantes selon leur « fonction » : par exemple, « herbes et graminées » ou « arbres à aiguilles des régions boréales ». Cette simplification ne permet pas de modéliser correctement le comportement d'une essence spécifique, ce qui peut empêcher de détecter des dynamiques intéressantes entre espèces à l'échelle locale (QUILLET *et al.* 2010).

1.2.3 Modèles de changement d'occupation et d'utilisation des sols

Les modèles de changement d'occupation et d'usage des sols sont également très nombreux et variés. Leur objectif global est d'aider les responsables des politiques publiques à analyser les causes et conséquences des changements d'utilisation et d'occupation des sols afin de mieux comprendre les facteurs socio-économiques et biophysiques qui influencent ces changements (SHRESTHA 2011). Certains modèles permettent par ailleurs de projeter un potentiel aménagement prévu (par exemple la création d'un lotissement d'habitation) et d'étudier les impacts (socio-économiques, environnementaux) en résultant. Les principales catégories de modèles de changement d'occupation et d'usage des sols sont les suivantes (BERGLUND 2014) :

- modèles d'entrées/sorties spatiaux : ils modélisent les zones d'activités économiques et les mouvements de biens et de personnes entre ces zones et tiennent compte des interactions entre producteurs et consommateurs ;

- modèles « agent-based models » (ABM) : dans un environnement simulé, ils modélisent le comportement d'« agents » unitaires et leurs interactions à partir de règles imposées. Ces acteurs peuvent être des agriculteurs individuels, des foyers, des entreprises, etc. ;
- modèles cellulaires : ils sont basés sur la discrétisation du territoire en cases d'une grille. Chaque case possède des propriétés et des règles de transformation en fonction des propriétés des cases adjacentes et de tendances historiques (par exemple, une parcelle située à proximité d'un champ pourra avoir tendance à devenir un champ au cours du temps) ;
- modèles d'allocation spatiale basé sur des règles : après avoir discrétisé le territoire en grille, une règle d'allocation spatiale est donnée au modèle (par exemple 30 % d'augmentation de la zone résidentielle, 50 % d'augmentation de la zone commerciale), et celui-ci identifie les changements d'usage des sols en fonction de corrélations historiquement observées.

La plupart de ces modèles constituent ainsi des outils de planification de l'aménagement du territoire utilisés à l'échelle régionale. Ils ont été initialement développés pour aider à la décision publique.

1.3 Conclusion

Historiquement, les responsables de chaque discipline ont élaboré des modèles permettant d'étudier les problématiques spécifiques à leur secteur de compétence. Ainsi, les climatologues ont conçu des modèles de climat, les écologues des modèles d'étude de la biodiversité, et les responsables de l'aménagement des territoires ont créé des outils de modélisation du changement d'utilisation et d'occupation des sols.

La très grande diversité des modèles disponibles dans les domaines précités, présentée sommairement dans la partie 1.2, met en lumière la nécessité de définir précisément l'objet d'étude et la question posée, afin de disposer de l'outil scientifique adapté à y trouver une réponse adaptée.

En particulier, l'utilisation d'un modèle spécifique de manière isolée, ne permet pas de prendre en compte les interactions présentées en partie 1.1, ce qui peut entraîner des résultats faussés et des décisions potentiellement inadaptées. Afin de résoudre ce problème, les scientifiques ont identifié depuis les années 1990 la nécessité d'assurer le couplage de différents modèles et d'adopter une démarche de modélisation intégrée. La présentation des avantages, contraintes et limites de ce type d'approche est l'objet de la partie suivante.

2 Avantages, contraintes et limites de la modélisation intégrée

La nécessité d'assurer le couplage de modèles numériques afin de prendre en compte les interactions existantes entre divers compartiments de l'environnement a été identifiée depuis les années 1990. À titre d'exemple, l'étude de Foley et al. en 1998 présente un prototype assurant le couplage d'un GCM (ne tenant pas compte des interactions océaniques) et d'un DGVM, et démontre la viabilité de ce type de couplage (FOLEY *et al.* 1998).

Au fil des années, les modèles dits « intégrés » ont constitué un domaine de recherche à part entière et se sont considérablement développés, en parallèle des capacités de calcul. Aujourd'hui, les modèles d'évaluation intégrés (IAM) constituent une catégorie de modèles à part entière. L'objectif des IAM est de décrire les relations complexes entre les facteurs environnementaux, sociaux et économiques qui déterminent les états actuel et futur du système « Terre », sous l'effet du réchauffement climatique, et d'en tirer des propositions de politiques publiques pertinentes.

Ces modèles ont une importance toute particulière, car ils servent de support aux études du GIEC pour la définition des trajectoires socio-économiques partagées (SSP), qui sont des scénarios d'évolution socio-économique mondiales utilisés afin de définir les émissions de gaz à effet de serre associées à différentes politiques climatiques à l'échelle mondiale. Ce type de modèles est pris en exemple dans les paragraphes suivants afin d'illustrer un certain nombre d'avantages, mais aussi de contraintes et de limites inhérentes à une approche de modélisation intégrée.

2.1 Avantages de la modélisation intégrée

Le principal avantage de la modélisation intégrée est, par conception, la prise en compte des interactions entre plusieurs sous-domaines. L'utilisation de modèles intégrés a ainsi le potentiel d'améliorer la compréhension actuelle du fonctionnement des écosystèmes et de leur évolution au cours du temps (MOKANY *et al.* 2016).

Les IAM, par exemple, sont généralement constitués d'un grand nombre de sous-modules interagissant entre eux.

À titre d'exemple, le schéma de principe de l'architecture du modèle IMAGE3.0 est présenté sur la Figure 3. Ce modèle intègre :

- un composant « pilote » associé au scénario de développement (démographique, économique) postulé, intitulé « Drivers » ;

- des composants de « pression » (sur les écosystèmes) : le « système humain », intégrant des sous-modules d'énergie, d'agriculture, de gestion forestière, etc. ;
- des composants dits d'interaction : sous-modules de simulation de l'occupation et de l'usage des sols et d'émissions (gaz à effets de serre, polluants, etc.) ;
- des composants dits « d'état », modélisant le système Terre : notamment un GCM pour la partie atmosphérique et océanique et un DGVM pour le cycle du carbone et la végétation naturelle ;
- des composants dits « d'impact », évaluant les conséquences sur différents compartiments de l'environnement (biodiversité terrestre, climat, risque d'inondation, etc.), mais également sur le développement humain ;
- des composants dits de « réponse », permettant d'évaluer la réaction des autres composantes à des politiques publiques mises en œuvre, par exemple les politiques climatiques de réduction des émissions de gaz à effet de serre.

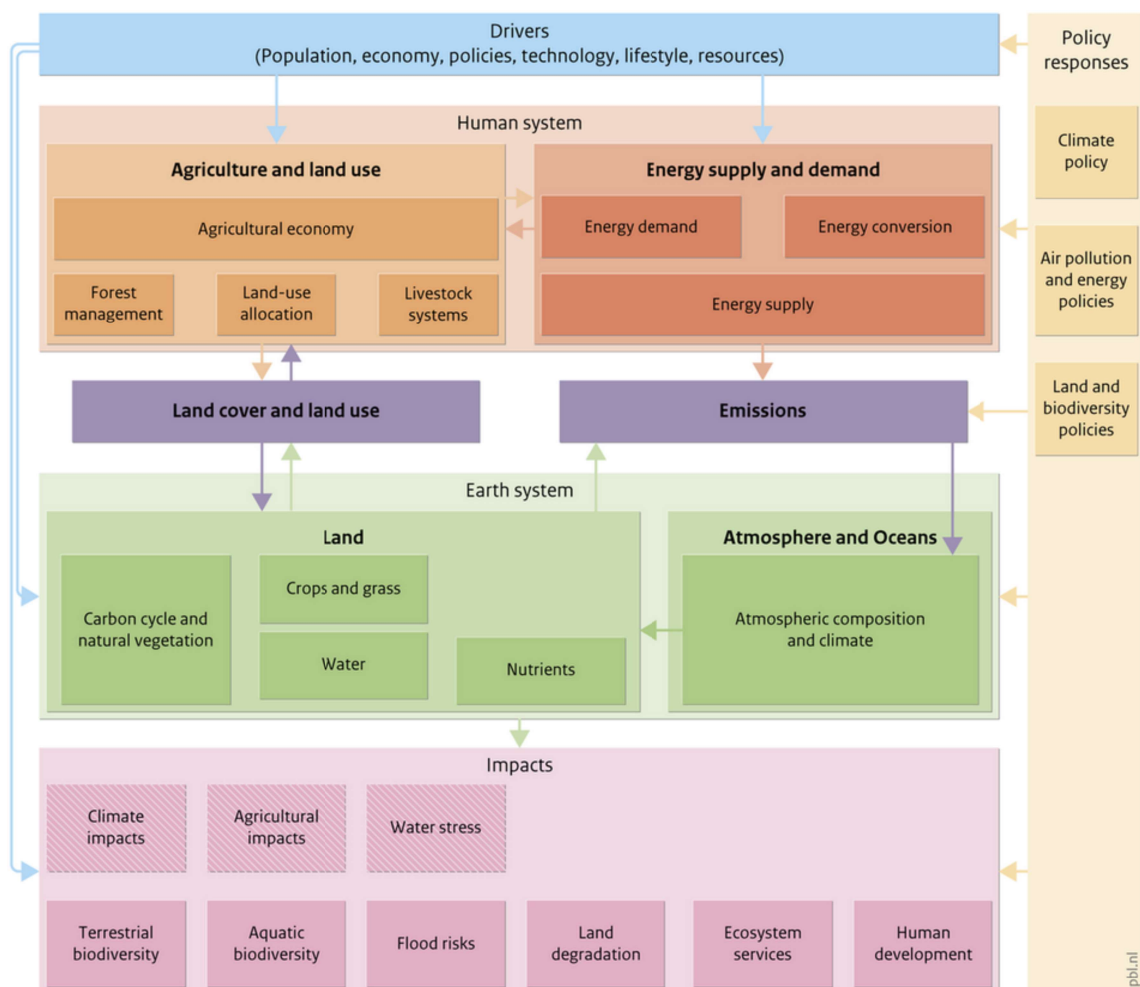


Figure 3. Schéma de principe de l'architecture du modèle intégré IMAGE3.0
(source : (PBL 2025))

Les modèles de ce type présente également l'avantage d'une certaine « simplicité », malgré leur complexité intrinsèque, car ils se présentent sous la forme d'un outil unique, et non de plusieurs modèles différents. Dans leur domaine de validité, ils permettent par ailleurs d'étudier les grandes tendances à l'échelle globale, ce qui permet d'identifier des orientations générales pouvant être ensuite préconisées aux divers gouvernements. Enfin, ce type de modèle à l'avantage d'incorporer des composantes « humaines », telles que la demande en énergie ou l'agriculture, que les décideurs publics sont plus habitués à manipuler, ce qui peut faciliter leur compréhension et leur appropriation.

Bien que les IAM, et l'approche intégrée en général, puissent sembler une approche séduisante pour modéliser les interactions entre les dynamiques du climat et de la biodiversité, ils présentent aussi un certain nombre de contraintes et de limites.

2.2 Contraintes et limites associées à l'approche de modélisation intégrée

Les principales contraintes associées à l'approche de modélisation intégrée sont les suivantes :

- le besoin d'interopérabilité des modèles ;
- la nécessité de gérer la complexité.

Les paragraphes suivants présentent ces contraintes et les limites qui en découlent.

2.2.1 Interopérabilité des modèles

La première contrainte du couplage est la nécessité de l'interopérabilité des modèles (BRANDMEYER & KARIMI 2000). En effet, pour pouvoir communiquer entre eux, les modèles doivent être compatibles en termes de données et d'échelles temporelles et spatiales.

Compatibilité des données

La compatibilité des données désigne à la fois les unités utilisées et le format informatique des données. Elle est indispensable pour que les modèles puissent communiquer entre eux. Si un modèle receveur requière des données temporelles exprimées en secondes sous la forme d'un tableau et que le modèle émetteur génère des valeurs exprimées en heures sous forme d'une liste, il sera nécessaire d'introduire une opération de conversion pour que les modèles puissent convenablement échanger ces données (BRANDMEYER & KARIMI 2000). De même, pour les coupler, il faudra développer un convertisseur adapté entre un modèle utilisant une géographie discrétisée sous forme de grille, et un autre modèle utilisant un modèle de terrain polygonal (CABRAL *et al.* 2024).

Échelles temporelles et spatiales

La compatibilité des échelles temporelles et spatiales est primordiale pour assurer l'interopérabilité des modèles. Chacune de ces échelles peut être caractérisée par son extension et sa résolution. La modélisation de vastes systèmes, par exemple le climat mondial, nécessite habituellement de traiter des données de grandes extensions spatiales (échelle planétaire) et temporelles (de l'ordre du siècle), à faible résolution spatiale (mailles de 50 à 300 km de côté, cf. § 1.2.1) et temporelle (de l'ordre de la décennie). A contrario, la modélisation de systèmes de « petite » taille, par exemple le système agricole d'un département français, nécessitera de traiter des données de faible extension spatiale (départementale) et temporelle (de l'ordre de la décennie), mais de plus hautes résolutions, spatiale (parcelles) comme temporelle (par exemple mensuelle) (IPBES 2016). Les modèles doivent opérer à des échelles temporelles et spatiales identiques pour pouvoir être couplés. Choisir les échelles appropriées à la question posée par le modélisateur est par conséquent crucial.

2.2.2 Gestion de la complexité

La complexité d'un modèle provient de multiples facteurs : le nombre de paramètres et de variables, le nombre de processus simulés, les échelles temporelles et spatiales, les effets de non-linéarité des phénomènes naturels, la prise en compte des aspects dynamiques, etc. (IPBES 2016) Afin de modéliser le plus grand nombre d'interactions possibles, la tentation pourrait être de coupler un grand nombre de modèles et de simuler l'ensemble des processus à l'œuvre. Toutefois, le couplage de différents modèles augmente la complexité. Celle-ci augmente les difficultés (risques d'incompatibilités, nombre de données nécessaires à la calibration, etc.) rencontrées lors des différentes étapes de la vie d'un modèle : à sa création, lors de modifications, pendant sa validation, mais également lors de l'analyse des résultats et de la communication de ces résultats aux donneurs d'ordres (IPBES 2016). Par ailleurs, elle augmente les besoins en ressources et en temps de calcul (MOKANY *et al.* 2016).

La complexité intrinsèque de modèles fortement intégrés tels que les IAM fait qu'ils peuvent parfois apparaître comme une « boîte noire », difficilement accessible aux non-initiés (HARFOOT *et al.* 2014). Elle entraîne ainsi un besoin accru de formation des décideurs et des utilisateurs, afin qu'ils soient en mesure de comprendre le modèle, son fonctionnement global, ses paramètres d'entrée et données de sortie, et bien entendu ses limites.

Du fait de la très grande complexité des modèles fortement intégrés tels que les IAM, les modélisateurs doivent procéder à certaines simplifications qui peuvent s'avérer limitantes pour la pertinence des résultats, en fonction de la question posée. Par ailleurs, les IAM ayant été initialement élaborés pour répondre à des problématiques liées au réchauffement climatique, les processus issus d'autres disciplines qu'ils modélisent sont souvent trop simplifiés ou n'incorporent pas suffisamment de phénomènes dynamiques ni de boucles de

rétroaction (IPBES 2016). À titre d'exemple, la composante du modèle IMAGE dédiée à la biodiversité fournit uniquement 2 indicateurs en sortie : le MSA (Mean Species Abundance), qui reflète l'état de dégradation d'un écosystème, et le SRI (Species Richness Index), qui donne le nombre d'espèces habitant cet écosystème. Par ailleurs, IMAGE ne prend en compte que les espèces vertébrées terrestres et la biodiversité aquatique d'eau douce (PBL 2025), ce qui exclut de facto la modélisation de la biodiversité océanique et le reste de la biodiversité terrestre. Ainsi, cet IAM peut fournir une tendance globale d'augmentation ou de diminution de la biodiversité sous l'effet du réchauffement climatique et du changement d'usage et d'occupation des sols, mais ne permet pas une analyse plus fine. Cette observation est confirmée et généralisée par la revue de De Chazal en 2009, qui indique que les données de LULCC en sortie des IAM ne sont pas compatibles en termes d'échelle, notamment spatiale, avec les données nécessaires en entrée des modèles de biodiversité (DE CHAZAL & ROUNSEVELL 2009).

2.3 Conclusion

L'analyse de l'approche de modélisation intégrée montre que celle-ci est essentielle pour prendre en compte les interactions entre le réchauffement climatique, le changement d'utilisation et d'occupation des sols et la biodiversité.

Pourtant, les modèles présentant un grand degré d'intégration tels que les IAM, sont d'une très grande complexité, ce qui peut les rendre difficiles d'accès et nécessiter de trop grandes ressources de calcul. La gestion de cette complexité pousse les modélisateurs à procéder à des simplifications, par exemple en excluant des compartiments de l'environnement, en réduisant le nombre de données de sortie, ou en simplifiant les équations modélisant les processus à l'œuvre. Ces simplifications rendent les résultats obtenus difficiles à interpréter et à exploiter au-delà de tendances générales. Ainsi, si l'approche intégrée est nécessaire, il peut s'avérer judicieux de limiter le nombre de modèles couplés afin d'éviter ce type d'inconvénients.

Par ailleurs, le choix d'échelles spatiales et temporelles de modélisation adaptées à l'objet d'étude est crucial. L'utilisation d'IAM peut s'avérer adéquate pour définir des trajectoires socio-économiques (de réduction des émissions de gaz à effet de serre, de préservation de la biodiversité, etc.) à l'échelle mondiale, mais les résultats issus de ces modèles ont souvent une résolution trop faible pour être utilisés tels quels par les donneurs d'ordres locaux.

Ceux-ci peuvent avoir l'impression d'être impuissants face aux menaces planétaires que sont le réchauffement climatique et le déclin de la biodiversité, et sont souvent partiellement informés sur les CNP fournies par cette dernière (cf. § 1). Or ce sont eux qui choisissent notamment l'usage et l'occupation des sols à l'échelle des territoires, par exemple en définissant les plans locaux d'urbanisme. Ainsi, leurs décisions peuvent avoir une forte influence sur la biodiversité à l'échelle locale (cf. § 1.1). La modélisation intégrée à

l'échelle régionale peut donc sembler adaptée pour éclairer ces décisions. La présentation des avantages, contraintes et limites de ce type d'approche est l'objet de la partie suivante.

3 Avantages, contraintes et limites de la modélisation intégrée à l'échelle régionale

3.1 Avantage de la modélisation intégrée à l'échelle régionale

Les méthodes dites de « downscaling », permettant d'utiliser les résultats d'un modèle global (GCM, DGVM ou IAM par exemple) à l'échelle régionale, sont très fréquemment employées, par exemple pour passer d'un GCM à un RCM dans le cas du climat (cf. § 1.2.1). Cependant, cette approche du global vers le local a les inconvénients d'induire des incertitudes (liées aux calculs, aux hypothèses, aux méthodes), et de mal tenir compte des processus se produisant de l'échelle locale vers l'échelle globale (VERBURG *et al.* 2019), en particulier les processus humains (gouvernance à plusieurs niveaux de décision, comportements non-rationnels, apprentissage adaptatifs) et liés aux êtres vivants (niches écologiques, prédation...), qui gouvernent au premier ordre les changements d'usage et d'occupation des sols et la biodiversité. La modélisation à l'échelle régionale permet, au moins partiellement, de prendre en compte ce type d'effets.

Dans le domaine du réchauffement climatique, la modélisation à l'échelle régionale apporte l'avantage de prendre en compte les conséquences spécifiques du changement de climat dans la région étudiée. Dans ce domaine, les techniques de réduction d'échelle sont utilisées depuis de nombreuses années, les méthodes de correction sont éprouvées, et il est également possible, si besoin, d'effectuer plusieurs modélisations en utilisant plusieurs RCM afin de réduire les incertitudes liées au « downscaling ».

Dans le domaine de l'étude du changement d'usage et d'occupation des sols, l'échelle régionale est adéquate puisque c'est à ce niveau que sont en général prises les décisions d'aménagement du territoire. L'utilisation de modèles ABM est particulièrement appropriée à cette échelle, puisqu'ils simulent les interactions entre les différents acteurs socio-économiques du territoire et les diverses décisions vraisemblables qu'ils pourraient prendre, en tenant compte des comportements de certains d'entre eux qui pourraient, au lieu de considérer uniquement la rentabilité économique, tenir compte d'aspects climatiques ou relatifs à la biodiversité pour faire leurs choix (VERBURG *et al.* 2019). Par ailleurs, les modèles de changement d'usage des sols sont déjà utilisés à l'échelle régionale. À titre d'exemple, l'étude de Trisurat *et al.* de 2014 (TRISURAT *et al.* 2016) montre comment le modèle CLUE-s a été utilisé pour explorer les conséquences comparées de 2 scénarios sur le bassin versant de Thadee en Thaïlande : un scénario de développement des plantations de caoutchouc et un scénario de conservation de la forêt existante. Les résultats ont montré que l'intensification de la culture de caoutchouc générerait un fort risque d'inondation (dû à la diminution de l'évapotranspiration et à l'augmentation de l'export de sédiments) en cas de précipitations extrêmes et que le scénario de conservation était préférable pour garantir la continuité des CNP fournies par la forêt existante. La municipalité, impliquée dans le projet d'étude, a ainsi accepté de mettre en œuvre des politiques de conservation adaptées

(IPBES 2016). Cet exemple, qui ne tient compte ni de la biodiversité, ni de ses interactions, montre que la modélisation régionale peut informer les décisions publiques. En outre, la plupart des modèles de changement d'usage des sols génèrent des données de sorties compatibles, en termes d'échelle spatiale, avec les modèles de biodiversité, ce qui facilite les couplages éventuels, sous réserve d'harmoniser les échelles temporelles (CABRAL *et al.* 2024).

Dans le domaine de la biodiversité, la plupart des modèles SDM existants sont déjà appliqués à l'échelle locale ou régionale (cf. § 1.2.2.1), puisque les espèces ou communautés d'espèces étudiées ont souvent une aire de répartition géographique régionale. Dans le cas des DGVM, développés pour l'échelle globale, certaines approches récentes visent à raffiner ce type de modèle pour l'échelle régionale (STEINKAMP *et al.* 2015). En outre, le fait de travailler à l'échelle régionale avec une plus grande résolution semble améliorer la qualité des prédictions en matière de biodiversité (MARSHALL *et al.* 2021; CABRAL *et al.* 2024). Ils révèlent parfois des dynamiques spécifiques aux écosystèmes locaux : à titre d'exemple, Cabral *et al.* (CABRAL *et al.* 2024) cite l'étude de Cazzola Gatti *et al.* de 2015 qui étudie la pratique de bûcheronnage sélectif au Sierra Leone, au Ghana, au Cameroun et au Gabon, et montre que celle-ci modifie la succession écologique des forêts en favorisant la pousse de lianes et de mauvaises herbes. Les résultats de ce type d'étude, s'ils sont correctement communiqués en termes de CNP aux autorités et à la population locale, pourraient entraîner des changements dans les pratiques régionales de gestion forestière. Par extension, il est probable que la modélisation de changements dans la biodiversité à l'échelle régionale puisse avoir une influence sur les décisions publiques, notamment d'aménagement du territoire, si les CNP associées sont identifiées par les modélisateurs, chiffrées si possible, puis partagées avec la population et les décideurs locaux.

Un petit nombre d'études font de la modélisation intégrée à l'échelle régionale. Le Tableau 2 de Cabral *et al.* (CABRAL *et al.* 2024) liste 9 exemples d'approche "intégrée" à l'échelle régionale ou continentale. Toutefois le degré d'intégration diffère selon les études. Le § 4.1 de la revue présentée par Cabral *et al.* explicite ces 4 niveaux d'intégration croissants :

Les modèles BD (biodiv) et LUC (changement d'usage des sols) tournent indépendamment et les cartes résultantes sont superposées pour identifier les zones les plus sensibles.

Les résultats du modèle LUC sont utilisés en entrée des modèles BD.

Le modèle LUC utilise des classes de terrain auxquelles sont associées des valeurs de biodiversité (issues de la littérature) ; en quelque sorte, la BD est intégrée au terrain.

Enfin, l'approche la plus intégrée consiste en un couplage de modèles BD-LUC (i.e. les modèles BD/LUC échangent les variables entre eux à chaque pas de temps). Cabral *et al.* citent seulement 4 exemples (il peut y en avoir d'autres). Ils précisent que la majorité de ces études avec des modèles couplés font un transfert uni-

directionnel de données. Le seul exemple bidirectionnel (où les résultats du modèle BD sont utilisés par le modèle LUC) cité est celui (virtuel) de Synes et al. qui sera traité plus loin dans la présente note.

La modélisation à l'échelle régionale présente ainsi de nombreux avantages, le principal étant de pouvoir obtenir des résultats potentiellement directement exploitables par les décideurs locaux et en mesure d'éclairer leurs choix (IPBES 2016; CABRAL *et al.* 2024). Celle-ci présente toutefois des contraintes et limites, présentées dans le paragraphe suivant.

3.2 Contraintes et limites de la modélisation intégrée à l'échelle régionale

La première contrainte de la modélisation intégrée à l'échelle régionale (valable également à l'échelle globale) est le nombre limité de données disponibles, en particulier concernant la biodiversité, les écosystèmes et les CNP associées. En effet, sur les 8,7 millions d'espèces vivantes estimées dans le monde, dont 2,2 millions dans les océans, seules 14 % ont été identifiées sur terre, et 9 % dans les mers et océans (MORA *et al.* 2011). Parmi les espèces identifiées et décrites, les données sur leur répartition géographique, leurs réseaux trophiques ou leur interactions avec d'autres espèces voisines sont souvent méconnues (MOKANY *et al.* 2016). Cette limite peut s'imposer dès l'étape de calibration des modèles, avant même son utilisation.

La résolution des données peut également s'avérer être un enjeu contraignant. En effet, la plupart des SDM sont calibrés à partir de jeux de données fournissant des informations sur la présence ou l'absence d'espèces. Ces jeux de données ont souvent une résolution assez faible (DE CHAZAL & ROUNSEVELL 2009) : la grille de discrétisation de l'Atlas Florae Europaeae (LUOMUS 2025), par exemple, présente des cellules d'une largeur de l'ordre de 50 km. Dans une aire géographique de cette ampleur, plusieurs types de terrains peuvent être présents. De ce fait, un modèle couplé de type SDM-LULCC visant à prédire les évolutions de distribution d'espèces en fonction d'un changement d'usage des sols au sein-même d'une cellule serait incapable de fournir des résultats pertinents. Cette contrainte pourrait être levée par la création de bases de données de biodiversité à haute résolution (DE CHAZAL & ROUNSEVELL 2009). Une initiative intéressante en ce sens en France est celle de l'Inventaire National du Patrimoine Naturel (INPN), qui propose un outil de science participative pour réaliser un inventaire de biodiversité.

D'autre part, l'absence de modèles appropriés existants peut constituer une limite importante. Afin d'obtenir des résultats pertinents sur la manière dont la biodiversité réagit aux changements d'usage des sols ou au réchauffement climatique, il est utile de comprendre les mécanismes dynamiques d'interaction et d'adaptation des espèces. Dans la plupart des cas, cette compréhension est encore superficielle (DE CHAZAL & ROUNSEVELL 2009). Pour les espèces dont les processus physiologiques sous-jacents sont connus, les modèles mécanistes intégrés semblent être l'outil idoine. Toutefois, ces modèles sont encore peu développés et peu d'applications à des systèmes réels ont été effectuées, en grande partie à cause de leur complexité et des temps de cal-

cul associés nécessaires (CABRAL *et al.* 2024). Par ailleurs, très peu de modèles tiennent compte de l'intensité ou de changements d'intensité de l'usage des sols (DE CHAZAL & ROUNSEVELL 2009; SANTOS *et al.* 2021). Enfin, la plupart des modèles intégrés sont développés à l'échelle globale, ce qui peut impliquer, pour une meilleure analyse, de devoir développer un modèle spécifique à la région concernée.

3.3 Conclusion

L'approche de modélisation à l'échelle régionale, plus particulièrement sous une forme intégrée, présente un certain nombre de contraintes et limites liées à la résolution des données, à leur disponibilité, mais également à la relative absence de modèles adaptés immédiatement disponibles. Si elle constitue une voie de recherche encore assez peu explorée, elle présente les avantages d'être spécifique à un territoire donné, avec ses caractéristiques de biocénose, de paysage, d'activité socio-économique, et de pouvoir fournir des résultats adaptés à la prise de décision locale. Par ailleurs, contrairement à la plupart des modélisations globales qui tiennent compte a priori de phénomènes se produisant à l'échelle régionale ou continentale tout en ouvrant la possibilité d'agréger des processus locaux, la modélisation à l'échelle régionale, plus particulièrement sous forme intégrée, peut révéler des dynamiques et interactions locales imprévues entre réchauffement climatique, changement d'usage ou d'occupation des sols et biodiversité. La partie suivante de cette note présente deux cas d'application de l'approche de modélisation intégrée à l'échelle régionale et les résultats associés.

4 Cas d'études

Cette partie présente deux cas d'application d'une approche de modélisation intégrée à l'échelle régionale, les méthodes utilisées et les principaux résultats obtenus. Ces cas d'application ne traitent pas de sols urbanisés.

4.1 **Cas n° 1 : étude de la diversité végétale dans les Alpes autrichiennes**

Le premier cas synthétisé ici est issu de l'étude de Dullinger et. al. de 2020 (DULLINGER *et al.* 2020).

Région étudiée

La région étudiée correspond à une zone de 1 426 km² située dans la partie supérieure de la vallée de la rivière Enns, dans les Alpes autrichiennes. La zone d'étude comprend 18 communes, dont la plus importante est Steyr, et de nombreux types de paysages. La partie méridionale présente un relief élevé et accidenté, un climat froid, des précipitations annuelles élevées et un couvert forestier important. L'élevage est l'activité dominante dans cette région. La partie nord présente de moindres précipitations et reliefs, un climat un peu plus chaud, et une surface arable plus importante. L'activité économique la plus importante dans la région Nord est ainsi l'agriculture. La période d'étude va de 2014 à 2050.

Espèces étudiées et modèle de biodiversité

Les espèces étudiées sont 834 groupes d'espèces de plantes trachéophytes régionales, tirées de bases de données floristiques régionales, et réparties selon 12 498 « parcelles » (de taille variable en fonction de l'étendue d'implantation d'une espèce donnée) dans la zone d'étude.

Le modèle utilisé pour la biodiversité est un modèle SDM corrélatif développé par l'équipe de recherche et validé via la plateforme biomod2 (THUILLER *et al.* 2012) qui est un package R regroupant des fonctions de modélisation de distribution d'espèces, de calibration et d'évaluation de modèles et de visualisation notamment. La répartition des espèces est prédite sur la base des variables bioclimatiques suivantes : la température la plus faible du mois le plus froid, la plage de variations annuelle de température, la saisonnalité des précipitations et le niveau de précipitations lors du trimestre le plus chaud.

Usage et occupation des sols et modèle

Les 12 498 parcelles précédemment identifiées dans les cartographies floristiques du territoire, complétées par les autres parcelles issues de cartographies conventionnelles ont été affectées à 22 classes de terrain combinant des informations sur leur type d'utilisation ou de couvert (par exemple : terre de production de céréales, forêt de conifères, zone humide, etc...), et, pour certains, sur l'intensité de leur utilisation (élevage in-

tensif ou extensif selon la quantité de bétail à l'hectare, par exemple). La carte de la zone a été discrétisée en grille de cellules 25 x 25 m de côté, et une classe de terrain affectée à chaque cellule.

L'évolution de l'usage et de l'occupation des sols au cours du temps a été modélisée en tenant compte de 3 SSP différentes : une trajectoire SSP1 visant un développement durable, une trajectoire sans changement notable (Business As Usual - BAU) et enfin une trajectoire SSP5 de croissance économique sans entrave. Pour chaque année entre 2014 et 2050, les paramètres agricoles importants (prix, rendements, subventions) sont déterminés en fonction de la SSP et intégrés dans le modèle utilisé. Celui-ci est un ABM, incluant 1 329 acteurs locaux (principalement des agriculteurs et 2 parcs nationaux). Chaque acteur a été affecté à la parcelle qu'il possédait en 2014 et, aléatoirement, à un « style » d'agriculture : traditionaliste, optimiseur de rendements ou des subventions, idéaliste et innovateur. Aux exploitations ont été assignés : un type d'activité parmi 3 (culture commerciale, élevage, production de denrées transformées) et un niveau d'intensité parmi 5. À partir de ces hypothèses, un modèle stochastique est appliqué pour estimer les décisions probables de chaque acteur selon sa personnalité et ses rendements d'année en année. Un seuil de 1 800 heures de travail par an maximum et un seuil de 20 000 € de revenu total minimum sont fixés afin de définir un niveau de « bonheur » de l'agriculteur. Lorsqu'un de ces seuils est franchi pour une année donnée, le niveau de bonheur diminue d'une unité, et l'agriculteur adopte une action parmi 10 possibles, selon des probabilités affectées en fonction d'entretiens qualitatifs avec les agriculteurs locaux : aucune, arrêt de l'exploitation (dont la probabilité augmente d'autant plus que le niveau est bas), intensification de l'activité, diminution de l'intensité de l'activité, acquisition d'une nouvelle parcelle, vente d'une parcelle, changement de l'usage des sols (passage de la culture céréalière à un pâturage par exemple), recrutement d'un ouvrier agricole, reforestation ou transition immédiate vers le plus bas niveau d'intensité. Le résultat de cette action est pris en compte dans la simulation de l'année suivante (DULLINGER *et al.* 2020, Table S4). En parallèle, un module consacré à la forêt tient compte d'une part annuelle de déforestation qui est préférablement replantée de conifères ou d'arbres à feuilles caduques et des zones abandonnées peu à peu remplacées par une forêt « naturelle » (DULLINGER *et al.* 2020, Figure S2).

100 simulations par SSP ont été effectuées pour atténuer les effets probabilistes du modèle et 5 simulations représentatives de l'ensemble ont été sélectionnées pour la projection des évolutions de biodiversité.

Données et modèle climatiques

Les conditions climatiques actuelles ont été établies à partir de données Worldclim (WORLDCLIM 2025) à une résolution de 5 km. Worldclim est une base de données en ligne qui fournit un ensemble de données climatiques mondiales sous forme de couches pouvant être utilisées pour la cartographie et la modélisation dans un système d'information géographique. Les données de précipitation ont été descendues d'échelle pour être adaptées à une grille de 100 x 100 m. Alors, 3 scénarios d'évolution climatique ont été considérés : le

RCP2.6 correspondant à un réchauffement climatique contenu (+ 2,6 °C), le RCP4.5 correspondant à un réchauffement intermédiaire (+ 4,5 °C) et le RCP8.5 correspondant à un scénario de réchauffement sévère (+ 8,5 °C). Les données climatiques à l'horizon 2050 utilisées sont issues du RCM CNRM-ALADIN53, elles-mêmes calibrées par le GCM CNRM-CM5.

Résultats

La modélisation a permis de projeter en 2050 les différentes zones d'habitabilité des espèces considérées selon divers scénarios combinés ou non de réchauffement climatique et de changement d'usage des sols.

La Figure 4 présente une partie de ces résultats. Elle montre l'évolution du territoire étudié en termes de changement d'usage et d'occupation des sols (LU) et de richesse de biodiversité (BD) selon les 3 scénarios combinés les plus probables : (a) RCP2.6 et SSP1, (b) BAU et RCP4.5, (c) SSP5 et RCP8.5.

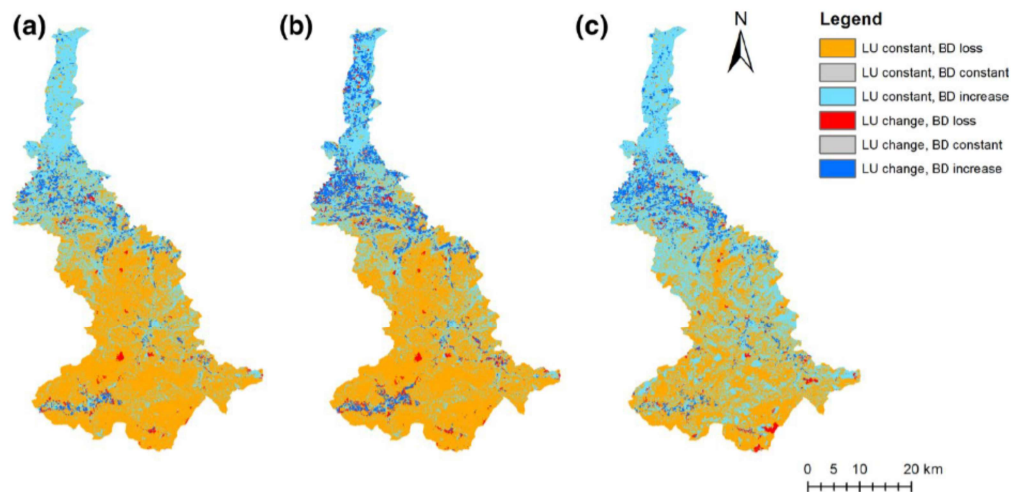


Figure 4. Évolution du territoire étudié en 2050 selon les scénarios (a), (b), (c).

LU : Land Use, BD : Biodiversity richness

(source : (DULLINGER et al. 2020))

Ce type de cartographie peut s'avérer utile pour identifier les zones les plus vulnérables en termes de biodiversité, et définir des politiques de préservation adaptées.

L'étude conclut également que la modélisation a permis de montrer que les variables associées à l'usage et l'occupation des sols ont une influence plus importante que toute variable climatique sur la répartition actuelle des espèces. Par contraste, toujours selon cette étude, les projections futures de l'habitat des espèces semblent plus fortement influencées par le réchauffement climatique que par le changement d'usage des sols. Cette contradiction apparente est expliquée par les auteurs et autrices par la combinaison de plusieurs facteurs. Premièrement, 8 % du territoire étudié correspond aux parcs nationaux qui font l'objet de mesures de préservation. Deuxièmement, les forêts, qui représentent 65 % de la zone modélisée, sont également protégées par les lois autrichiennes. Troisièmement, la topographie de la région, surtout dans la partie sud, n'au-

torise pas nécessairement de grand changement d'usage des sols. Enfin, les traditions locales peuvent prévenir la conversion de terrains : par exemple, les auteurs indiquent qu'aucun agriculteur interrogé n'a évoqué la possibilité de remplacer une parcelle agricole actuelle par une parcelle viticole, mieux adaptée au réchauffement climatique. L'étude conclut également que les ABM sont utiles à l'échelle régionale pour représenter de manière réaliste les décisions des agriculteurs, et que ce type de modèle devrait être davantage développé et couplé avec des modèles de biodiversité dynamiques tenant compte des effets de dispersion et de démographie des espèces.

4.2 Cas n° 2 : étude des effets sur les pollinisateurs dans un système virtuel

Le second cas d'étude synthétisé ici est issu de l'étude de Synes et. al. de 2019 (SYNES *et al.* 2019). Il adopte une approche différente de celui présenté dans la partie précédente, puisque les auteurs élaborent un système virtuel. L'objet de l'étude est d'évaluer la sensibilité d'un système agricole devant répondre à une demande croissante de nourriture aux interactions socio-écologiques, en particulier le déclin de la population de pollinisateurs. Dans cette étude, les effets du réchauffement climatique ne sont pas directement pris en compte.

Usage et occupation des sols et modèle

Le modèle utilisé, CRAFTY, est un ABM (MURRAY-RUST *et al.* 2014).

Le paysage virtuel utilisé est d'extension régionale, constitué d'une grille de 100 x 100 cellules de 500 m de côté. Chaque cellule est affectée de trois capitaux : productivité de l'élevage, productivité agricole ou productivité forestière dont la valeur initiale est aléatoire.

Chaque cellule, représentant une parcelle, peut être exploitée par un acteur unique ou laissée à l'abandon. Les acteurs sont répartis en 5 catégories : agriculteurs de faible ou forte intensité, éleveurs de faible ou forte intensité et exploitants forestiers. Dans le modèle, les acteurs entrent en compétition pour acquérir des cellules de terrain en fonction de leur capacité à utiliser les capitaux présentés ci-dessus, dont la demande (demande en viande, en produits végétaux ou en bois) est fixée par le modélisateur selon une courbe croissante. La population de pollinisateurs virtuelle étudiée influence uniquement le capital de productivité agricole des cellules, les autres capitaux restant inchangés. À chaque pas de temps de simulation, le niveau de production fourni par la cellule est évalué en fonction du capital disponible et de la catégorie d'acteur de son propriétaire. Le niveau de compétitivité (ou d'utilité) de l'acteur est ensuite déterminé en fonction de l'adéquation entre la demande et la production de la cellule. Chaque type d'acteur possède deux seuils : un seuil de compétitivité en dessous duquel il est prêt à laisser sa cellule à un autre acteur, et un seuil de revenu minimal en dessous duquel il abandonne la cellule. Enfin, les cellules abandonnées peuvent être acquises par des acteurs, et la cartographie de l'usage des sols est mise à jour pour le prochain pas de temps de la simulation.

Espèces étudiées et modèle de biodiversité

Le modèle utilisé pour simuler le comportement, en termes de démographie et de répartition, de l'espèce pollinisatrice virtuelle utilisée est également un ABM, nommé RangeShifter (BOCEDI *et al.* 2014).

Les possibilités démographiques du pollinisateur sont modélisées en fonction du type de cellule qu'il habite : les cellules les plus favorables sont forestières, puis abandonnées, puis les agriculteurs et éleveurs de faible intensité. Dans les cellules occupées par des éleveurs ou agriculteurs de forte intensité, la reproduction des pollinisateurs est impossible. Chaque cellule est modélisée comme une sous-population de pollinisateurs à part entière avec sa dynamique et le phénomène de migration entre cellules.

Simulations

Deux simulations distinctes ont été effectuées afin d'évaluer l'impact de la prise en compte ou non de certaines interactions. Dans la première (désignée ci-après par les termes « version découplée »), seul l'usage des terres impacte l'habitat des pollinisateurs alors que la répartition géographique des pollinisateurs n'a pas d'influence sur la productivité agricole des cellules. Dans la seconde (désignée ci-après par les termes « version couplée »), la répartition des pollinisateurs influence en retour la productivité agricoles des cellules. Dans chacune de ces versions, plusieurs valeurs de rendement des cultures en l'absence de pollinisateurs ont été testées.

Résultats

Les deux simulations montrent que l'intensification (maximisation des rendements, usage d'intrants) de l'agriculture, due à la demande croissante, entraîne un déclin des populations de pollinisateurs, qui entraîne, par rétroaction, une diminution des rendements agricoles, et donc une plus grande intensification. Toutefois, l'ampleur des réponses du système est plus importante dans la simulation couplée, en particulier avec l'hypothèse d'un rendement faible en l'absence de pollinisateurs. Une partie des résultats de l'étude est reproduite sur la Figure 5. Ainsi, plus le rendement en l'absence de pollinisateurs diminue, plus les résultats concernant la population de pollinisateurs, la production agricole totale et la productivité moyenne des agriculteurs de haute intensité divergent entre les deux simulations, et la décroissance est plus marquée dans la version couplée des simulations. Cette étude montre l'importance de prendre en compte la bidirectionnalité des interactions, et donc la force de l'approche de modélisation intégrée, pour éviter de négliger des effets qui passeraient inaperçus dans une modélisation découplée. Par ailleurs, dans les deux simulations, le pourcentage de cellules viables occupées par les pollinisateurs est inférieur à 100 %. Cette étude montre ainsi également l'importance de considérer les aspects dynamiques, notamment la démographie des populations d'espèces, dans la modélisation de la biodiversité, et de ne pas se limiter à une analyse de viabilité de l'habitat.

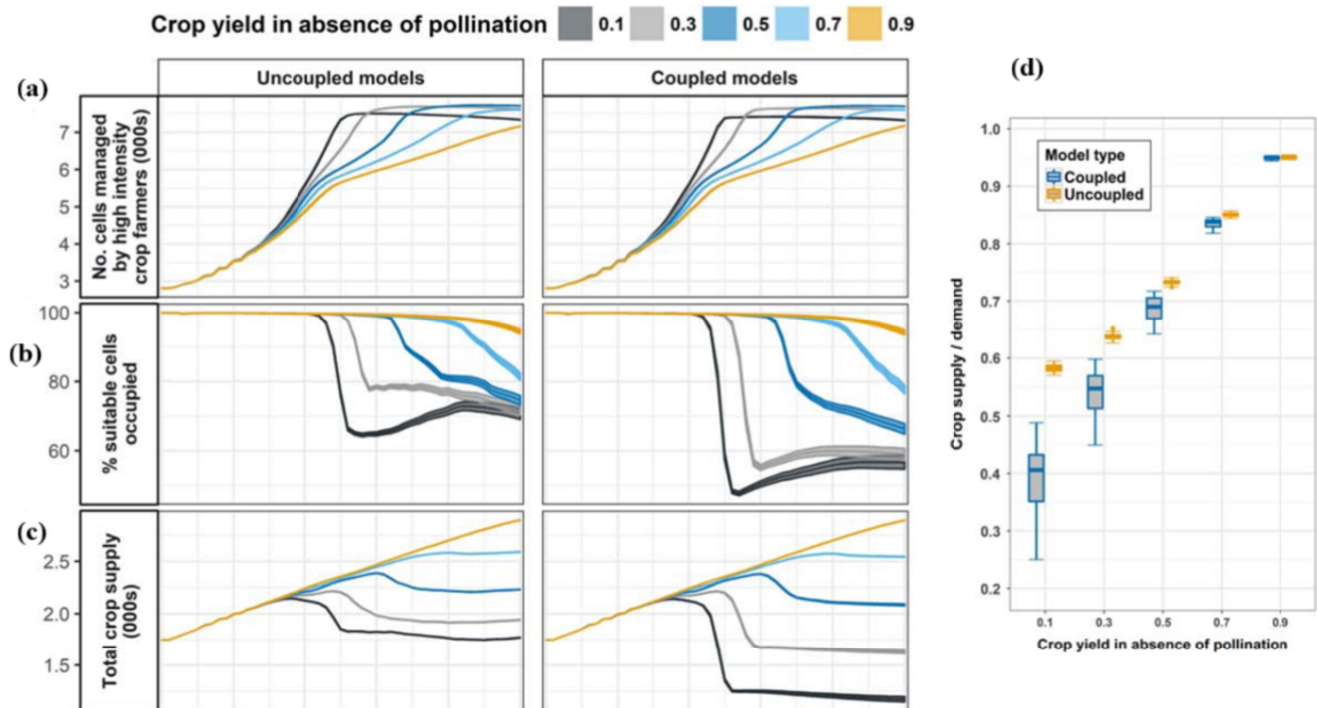


Figure 5. Résultats partiels de l'étude, source : (SYNES et al. 2019)

- (a) Évolution du nombre de cellules gérées par les agriculteurs de forte intensité selon le rendement en l'absence de pollinisateurs
- (b) Évolution au cours du temps du pourcentage de cellules viables occupées par les pollinisateurs selon le rendement en l'absence de pollinisateurs
- (c) Évolution au cours du temps de la production agricole selon le rendement en l'absence de pollinisateurs
- (d) Ratio entre production agricole et demande en fonction du rendement en l'absence de pollinisateurs, pour la version couplée (en bleu) et la version découplée (en jaune)

4.3 Conclusion

Les deux cas d'études présentés dans les paragraphes précédents révèlent la pertinence de la modélisation intégrée à l'échelle régionale. Ainsi, dans l'étude de Dullinger et al. 2020, ce type d'approche permet d'identifier les principaux facteurs d'influence sur la biodiversité à l'échelle locale, en l'occurrence le réchauffement climatique, et pourrait aider les décideurs locaux au regard de la priorité à donner à leurs actions. L'étude de Synes et al. 2019, plus conceptuelle, démontre cependant l'importance de considérer les effets bidirectionnels des interactions et rétroactions afin d'obtenir des résultats de modélisation plus pertinents, ainsi que les effets dynamiques au sein des populations d'espèces, sans se limiter à une évaluation de viabilité de l'habitat. Elle invite ainsi à considérer que les espèces vivantes ont une influence sur leur environnement, et non pas uniquement l'inverse.

Enfin, les deux études présentées utilisent des ABM, ce qui suggère qu'ils peuvent fournir des résultats pertinents à l'échelle des territoires.

Conclusion générale et perspectives

Cette note documentaire a présenté succinctement la diversité et la complexité des interactions entre les effets du réchauffement climatique, les changements d'usage et d'occupation des sols et la biodiversité, une grande partie d'entre elles demeurant inconnues à ce jour. Il a également mis en lumière un panorama des modèles existants, et mis en évidence leur caractère spécifique, dédié à un domaine d'étude. Il s'est ensuite attaché à présenter les avantages et inconvénients d'une approche de modélisation intégrée et à l'échelle régionale, avant de présenter des exemples d'application de cette démarche et les enseignements pouvant en être tirés.

Cette note a montré, d'une part, qu'assurer le couplage des modèles de manière à prendre en compte la bidirectionnalité des interactions permet effectivement de révéler certains effets qui auraient été masqués par une intégration moins poussée des modèles. Il semble donc intéressant de privilégier une approche intégrée de la modélisation, sous réserve de réussir à harmoniser les échelles spatiales et temporelles de calcul, d'obtenir suffisamment de données d'entrée à la bonne résolution pour assurer la calibration des modèles et de gérer la complexité conceptuelle et calculatoire de ce type de modèles intégrés.

D'autre part, cette note a souligné qu'il serait bénéfique d'utiliser des modèles de biodiversité tenant compte des processus dynamiques au sein des populations, plutôt que de se baser uniquement sur des cartographies de viabilité de l'habitat. Dans cette optique, les modèles de biodiversité mécanistes semblent une voie de recherche prometteuse.

Par ailleurs, l'analyse montre que l'étude à l'échelle régionale s'avère adéquate pour identifier les facteurs de changement ayant la plus grande influence sur un territoire ciblé, ce qui peut faciliter les décisions publiques par de meilleures orientation et priorisation des plans d'actions à mettre en œuvre. À cette échelle, les ABM paraissent adaptés, puisqu'ils tiennent au moins en partie compte des comportements des acteurs humains. Enfin, travailler à l'échelle régionale focalise l'étude sur un objet de recherche précis, ce qui limite le nombre de modèles à intégrer et contrebalance partiellement le coût en complexité de l'intégration par les simplifications liées à la taille du système d'étude.

Pour conclure, l'approche de modélisation à l'échelle régionale intégrant les interactions bidirectionnelles entre le réchauffement climatique, le changement d'usage et d'occupation des sols et la biodiversité est encore peu développée, mais elle semble être une voie de recherche pertinente et prometteuse pour révéler des effets et dynamiques imprévus et fournir des résultats utiles voire nécessaires à des décisions publiques éclairées à l'échelle locale.

Références bibliographiques

- BELLARD, C., BERTELSMEIER, C. & LEADLEY, P. (2012): Impacts of climate change on the future of biodiversity. *Ecology Letters*
- BERGLUND, L. (2014): Review of Land-Use Models, Summary and Documentation
- BOCEDI, G., PALMER, S. C. F., PE'ER, G., HEIKKINEN, R. K., MATSINOS, Y. G., WATTS, K. & TRAVIS, J. M. J. (2014): RangeShifter: a platform for modelling spatial eco-evolutionary dynamics and species' responses to environmental changes. *Methods in Ecology and Evolution* 5(4): 388–396
- BRANDMEYER, J. E. & KARIMI, H. A. (2000): Coupling methodologies for environmental models. *Environmental Modelling & Software* 15(5): 479–488
- CABRAL, J. S., MENDOZA-PONCE, A., DA SILVA, A. P., OBERPRILLER, J., MIMET, A., KIESLINGER, J., BERGER, T., BLECHSCHMIDT, J., BRÖNNER, M., CLASSEN, A., FALLERT, S., HARTIG, F., HOF, C., HOFFMANN, M., KNOKE, T., KRAUSE, A., LEWERENTZ, A., POHLE, P., RAEDER, U., RAMMIG, A., REDLICH, S., RUBANSCHI, S., STETTER, C., WEISSER, W., VEDDER, D., VERBURG, P. H. & ZURELL, D. (2024): The road to integrate climate change projections with regional land-use-biodiversity models. *People and Nature* 6(5): 1716–1741
- DE CHAZAL, J. & ROUNSEVELL, M. D. A. (2009): Land-use and climate change within assessments of biodiversity change: A review. *Global Environmental Change* 19(2): 306–315
- DEL BARRIO, G., HARRISON, P. A., BERRY, P. M. & BUTT, N. (2006): Integrating multiple modelling approaches to predict the potential impacts of climate change on species' distributions in contrasting regions: Comparison and implications for policy. *ResearchGate*
- DULLINGER, I., GATTRINGER, A., WESSELY, J., MOSER, D., PLUTZAR, C., WILLNER, W., EGGER, C., GAUBE, V., HABERL, H., MAYER, A., BOHNER, A., GILLI, C., PASCHER, K., ESSL, F. & DULLINGER, S. (2020): A socio-ecological model for predicting impacts of land-use and climate change on regional plant diversity in the Austrian Alps. *Global Change Biology* 26(4): 2336–2352
- FOLEY, J. A., LEVIS, S., PRENTICE, I. C., POLLARD, D. & THOMPSON, S. L. (1998): Coupling dynamic models of climate and vegetation. *Global Change Biology* 4(5): 561–579
- GIUPPONI, C., RAMANZIN, M., STURARO, E. & FUSER, S. (2006): Climate and land use changes, biodiversity and agri-environmental measures in the Belluno province, Italy. *Environmental Science & Policy* 9(2): 163–173
- HARFOOT, M., TITTENSOR, D. P., NEWBOLD, T., MCINERNEY, G., SMITH, M. J. & SCHARLEMANN, J. P. W. (2014): Integrated assessment models for ecologists: the present and the future. *Global Ecology and Biogeography* 23(2): 124–143
- IPBES. (2019): Le rapport de l'évaluation mondiale de la biodiversité et des services écosystémiques - Résumé à l'intention des décideurs
- IPBES. (2018): The IPBES assessment report on land degradation and restoration.
- IPBES. (2016): The Methodological Assessment Report on Scenarios and Models of Biodiversity and Ecosystem Services
- JEAN, S. (2024): Modéliser la crise de la biodiversité : les rôles de l'espace et des comportements stratégiques dans la modélisation bioéconomique. Economies et finances. Université Paris-Saclay, 2024. NNT : 2024UPASB065
- MARSHALL, L., BECKERS, V., VRAY, S., RASMONT, P., VEREECKEN, N. J. & DENDONCKER, N. (2021): High thematic resolution land use change models refine biodiversity scenarios: A case study with Belgian bumblebees. *Journal of Biogeography* 48(2): 345–358
- MILLENNIUM ECOSYSTEM ASSESSMENT (ed). (2005): Ecosystems and human well-being: synthesis. Island Press, Washington, DC
- MOKANY, K., FERRIER, S., CONNOLLY, S. R., DUNSTAN, P. K., FULTON, E. A., HARFOOT, M. B., HARWOOD, T. D., RICHARDSON, A. J., ROXBURGH, S. H., SCHARLEMANN, J. P. W., TITTENSOR, D. P., WESTCOTT, D. A. & WINTLE, B. A. (2016): Integrating modelling of biodiversity composition and ecosystem function. *Oikos* 125(1): 10–19
- MORA, C., TITTENSOR, D. P., ADL, S., SIMPSON, A. G. B. & WORM, B. (2011): How Many Species Are There on Earth and in the Ocean? *PLOS Biology* 9(8): e1001127

- MURRAY-RUST, D., BROWN, C., VAN VLIET, J., ALAM, S. J., ROBINSON, D. T., VERBURG, P. H. & ROUNSEVELL, M. (2014): Combining agent functional types, capitals and services to model land use dynamics. *Environmental Modelling & Software* 59: 187–201
- OLIVER, T. H. & MORECROFT, M. D. (2014): Interactions between climate change and land use change on biodiversity: attribution problems, risks, and opportunities. *WIREs Climate Change* 5(3): 317–335
- PFENNING-BUTTERWORTH, A., BUCKLEY, L. B., DRAKE, J. M., FARNER, J. E., FARRELL, M. J., GEHMAN, A.-L. M., MORDECAI, E. A., STEPHENS, P. R., GITTLEMAN, J. L. & DAVIES, T. J. (2024): Interconnecting global threats: climate change, biodiversity loss, and infectious diseases. *The Lancet Planetary Health* 8(4): e270–e283
- QUILLET, A., PENG, C. & GARNEAU, M. (2010): Toward dynamic global vegetation models for simulating vegetationclimate interactions and feedbacks: recent developments, limitations, and future challenges. *Environmental Reviews* 18: 333–353
- SALA, O., CHAPIN III, F. S., ARMESTO, J. J., BERLOW, E., BLOOMFIELD, J., RH, D., HUBER-SANNWALD, E., HUENNEKE, L., JACKSON, R., KINZIG, A. P., LEEMANS, R., LODGE, D., MOONEY, H., OESTERHELD, M. I. N., POFF, N., SYKES, M., WALKER, B., WALKER, M. & WALL, D. (2000): Biodiversity - Global biodiversity scenarios for the year 2100. *Science (New York, N.Y.)* 287: 1770–4
- SANTOS, M. J., SMITH, A. B., DEKKER, S. C., EPPINGA, M. B., LEITÃO, P. J., MORENO-MATEOS, D., MORUETA-HOLME, N. & RUGGERI, M. (2021): The role of land use and land cover change in climate change vulnerability assessments of biodiversity: a systematic review. *Landscape Ecology* 36(12): 3367–3382
- SHRESTHA, R. (2011): Land use, climate change and biodiversity modelling: perspectives and applications
- SINGH, B., RAJPUT, S. & MANOJ, K. (2024): Climate Change and Its Consequences on Ecosystem. Environment Protection Challenges for the Future
- STEINKAMP, J., FORREST, M., KAMM, K., LEIBLEIN-WILD, M., PACHZELT, A., WERNER, C. & HICKLER, T. (2015): From Dynamic Global Vegetation Modelling to Real-World regional and local Application
- SYNES, N. W., BROWN, C., PALMER, S. C. F., BOCEDI, G., OSBORNE, P. E., WATTS, K., FRANKLIN, J. & TRAVIS, J. M. J. (2019): Coupled land use and ecological models reveal emergence and feedbacks in socio-ecological systems. *Ecography* 42(4): 814–825
- THUILLER, W., GEORGES, D., GUEGUEN, M., ENGLER, R., BREINER, F., LAFOURCADE, B., PATIN, R. & BLANCHETEAU, H. (2012): biomod2: Ensemble Platform for Species Distribution Modeling. 4.2-6–2.
- TRISURAT, Y., EAWPANICH, P. & KALLIOLA, R. (2016): Integrating land use and climate change scenarios and models into assessment of forested watershed services in Southern Thailand. *Environmental Research* 147: 611–620
- VERBURG, P. H., ALEXANDER, P., EVANS, T., MAGLIOCCA, N. R., MALEK, Z., ROUNSEVELL, M. D. & VAN VLIET, J. (2019): Beyond land cover change: towards a new generation of land use models. *Current Opinion in Environmental Sustainability* 38: 77–85

Webographie

LUOMUS. New grid system – Atlas Florae Europaeae – Luomuksen Tietopankki | Knowledge Base – <https://tietopankki.luomus.fi/atlas-florae-europaeae/grids-mapping-atlas-florae-europaeae/new-grid-system-atlas-florae-europaeae/>

MÉTÉO FRANCE. DRIAS, Les futurs du climat – <https://www.drias-climat.fr/>

PBL. (2025): Framework overview – IMAGE – https://models.pbl.nl/image/Framework_overview

WIKIPEDIA. (2025): Species distribution modelling. *Wikipedia*. – https://en.wikipedia.org/w/index.php?title=Species_distribution_modelling&oldid=1292774016

WORLDCLIM. (2025): Global climate and weather data — WorldClim 1 documentation – <https://worldclim.org/data/index.html>

Page laissée en blanc.

Interactions entre la dynamique du climat et celle de la biodiversité à l'échelle des territoires : modèles existants, possibilités de simplification et de couplage. Perspectives pour l'aide à la décision publique en matière de gestion du couvert végétal.

AOUSTIN Nicolas, Mémoire d'ingénieur, Le Cnam, Paris, 2025

Résumé

De nombreux modèles numériques existent pour prédire le comportement des systèmes de biodiversité, de climat planétaire et d'usage et d'occupation des sols par les sociétés humaines. Les interactions entre ces domaines sont nombreuses, et la plupart des modèles n'en tiennent pas suffisamment compte. Ce mémoire s'attache à présenter les interactions, les modèles existants et la manière dont ils prennent en compte ces interactions, puis à explorer les avantages que pourrait procurer un paradigme de modélisation intégrée à l'échelle régionale, en termes de prise en compte d'interactions bidirectionnelles et d'aide à la décision publique. Il conclut que ce type d'approche peut s'avérer particulièrement adaptée, malgré sa complexité.

Mots clés : réchauffement climatique, changement d'usage des sols, changement d'occupation des sols, biodiversité, interactions, modélisations, modèles, couplage, échelle régionale.

Abstract

There are a lot of numerical models for predicting the behaviour of biodiversity, planet climate and land use systems. Many interactions exist between those fields, and most models do not account for them. This note describes these interactions, existing models, and how these models integrate interactions. Then it investigates how integrated modelling at regional scale could prove advantageous for public decision making and for considering bidirectional feedbacks. It concludes that, despite its complexity, this kind of approach might be the way to go.

Key words : global warming, land use change, land cover change, biodiversity, interactions, modelling, models, coupling, regional scale.