



HAL
open science

Eau, territoires et changements globaux : vers une approche systémique et participative de modélisation pour concevoir et agir en complexité

Elias Ganivet

► To cite this version:

Elias Ganivet. Eau, territoires et changements globaux : vers une approche systémique et participative de modélisation pour concevoir et agir en complexité. Sciences de la Terre. Université de Rennes, 2023. Français. NNT : 2023URENB026 . tel-04270007

HAL Id: tel-04270007

<https://theses.hal.science/tel-04270007v1>

Submitted on 3 Nov 2023

HAL is a multi-disciplinary open access archive for the deposit and dissemination of scientific research documents, whether they are published or not. The documents may come from teaching and research institutions in France or abroad, or from public or private research centers.

L'archive ouverte pluridisciplinaire **HAL**, est destinée au dépôt et à la diffusion de documents scientifiques de niveau recherche, publiés ou non, émanant des établissements d'enseignement et de recherche français ou étrangers, des laboratoires publics ou privés.

THESE DE DOCTORAT DE

L'UNIVERSITE DE RENNES

ECOLE DOCTORALE N° 600

Ecologie, Géosciences, Agronomie, Alimentation

Spécialité : *Sciences de la Terre et de l'Environnement*

ECOLE DOCTORALE N° 645

Espaces, Sociétés, Civilisations

Spécialité : *Sociologie*

Par

Elias GANIVET

Eau, territoires et changements globaux : vers une approche systémique et participative de modélisation pour concevoir et agir en complexité

Thèse présentée et soutenue à Rennes, le 29 Juin 2023

Unités de recherche : UMR 6118 Géosciences Rennes

UMR 6590 Espaces et Sociétés

Rapporteurs avant soutenance :

Denis Salles
Olivier Barreteau
Pascal Goderniaux

Directeur de Recherche, Sociologie, INRAE
Directeur de Recherche, Socio-hydrologie, INRAE
Professeur, Hydrogéologie, Université de Mons

Composition du Jury :

Présidente : Agathe Euzen
Examineurs : Denis Salles
Olivier Barreteau
Pascal Goderniaux
Régis Barraud

Directrice de Recherche, Anthropologie, CNRS
Directeur de Recherche, Sociologie, INRAE
Directeur de Recherche, Socio-hydrologie, INRAE
Professeur, Hydrogéologie, Université de Mons
Professeur, Géographie, Université de Poitiers

Dir. de thèse : Laurent Longuevergne
Co-dir. de thèse : Véronique Van Tilbeurgh

Directeur de Recherche, Hydrogéologie, CNRS
Professeure, Sociologie, Université Rennes 2

Invités

Mélanie Congrétel
Thomas Houet

Maîtresse de Conférences, Socio-écologie, Université Rennes 2
Directeur de Recherche, Géographie, CNRS



En mémoire de proches partis durant cette thèse :

Mes grands-parents Georges et Daisy Ganivet

« Tata Laulau » Laurette Trombini

Avant-propos

« L'aspect le plus triste de notre vie aujourd'hui est que la science acquiert les connaissances plus vite que la société n'acquiert la sagesse. » — Isaac Azimov.

Afin de mieux appréhender le cadre de pensée ayant guidé ces trois années de thèse interdisciplinaire, il semble important de les resituer dans la continuité de mon parcours. Depuis un BTS Gestion et Protection de la Nature jusqu'à un Master en écologie tropicale, mes études m'avaient initialement conduit à me spécialiser dans l'étude du fonctionnement des écosystèmes forestiers. Ce goût pour les forêts s'était tout particulièrement construit au fur et à mesure d'expériences – des forêts vosgiennes aux écosystèmes méditerranéens, puis des forêts tropicales humides de La Réunion et de Nouvelle Calédonie aux forêts équatoriales de Guyane. Ne me sentant pas assez mature pour m'engager dans un doctorat à l'issue de mon Master, un ensemble varié de projets de recherche m'avait ensuite permis une compréhension plus globale du fonctionnement des écosystèmes : forêts subtropicales humides des Canaries, forêts boréales du Québec, forêts tempérées endémiques de Nouvelle-Zélande, ou encore forêts tropicales fragmentées de Bornéo.

L'ensemble de ces expériences m'avait ainsi familiarisé davantage avec le monde de la recherche. Cependant, j'avais de plus en plus de mal à y trouver un sens, dans la mesure où cette accumulation de connaissances me semblait principalement servir « à la contemplation des désastres ». Pour espérer un changement, il m'apparaissait de plus en plus évident qu'un facteur semblait manquer dans beaucoup d'études en sciences naturelles : un lien avec les sciences humaines et sociales. Initialement, un sujet me questionnait particulièrement (après avoir réalisé que la population mondiale avait augmenté de près de deux milliards en vingt ans) : le lien entre démographie et environnement. Je ne comprenais pas que ce sujet soit si peu abordé, contrairement à la problématique de la consommation. Bien que cela semble contre-intuitif, cela signifiait-il que l'accroissement de population (global ou local) n'avait pas tant d'impact que cela sur l'environnement ?

Creuser cette question me permit de faire émerger mon souhait de mener une thèse qui traite des relations humain-environnement. De ce fait, j'ai commencé à m'intéresser de plus en plus à l'interdisciplinarité (étude des systèmes socio-écologiques, services écosystémiques, économie de l'environnement, ré-ensauvagement). Et après bien des difficultés à trouver des projets interdisciplinaires, je finis par tomber sur ce sujet de thèse. Cependant, celui-ci ciblant initialement un candidat issu des Géosciences – « ayant des connaissances solides sur les aspects quantitatifs, notamment la modélisation des écoulements, et une sensibilité pour les sciences humaines et sociales » – l'appel à candidature ne semblait pas correspondre à un profil comme le mien. Mais finalement, le fait que l'eau se retrouve à l'interface de l'ensemble des composants des systèmes socio-écologiques (climat, écosystèmes, activités humaines) permit de faire le lien avec mes compétences en Ecologie. En conséquence, si ce manuscrit vise à retranscrire le travail mené durant cette thèse, il intègre également une partie des connaissances issues de l'ensemble d'un parcours riche et diversifié.

Remerciements

Le cheminement de pensée et d'expérience ayant conduit à l'aboutissement de cette thèse est avant tout le fruit de rencontres et d'échanges, tant cette réflexion est finalement un produit collectif. Je souhaite donc remercier ici les nombreuses personnes m'ayant entouré, soutenu, conseillé, et inspiré, non seulement tout au long de ces trois années de recherche, mais également tout au long de mon parcours personnel et professionnel. Sans vous, cette thèse n'aurait, soit pas été possible, ou bien aurait été très différente.

En premier lieu, je tiens à remercier tout particulièrement mes encadrants, Laurent L. et Véronique V., pour m'avoir donné ma chance, ainsi que pour leur soutien, leur accompagnement et leur confiance tout au long de cette thèse (ayant permis un juste équilibre entre encadrement et liberté de creuser mes propres idées). Réussir à créer des ponts entre disciplines n'est pas chose aisée, et pourtant, votre curiosité, votre écoute, votre bienveillance et votre volonté de partage ont été un réel moteur permettant ce travail ensemble. Merci à vous de m'avoir guidé dans ces univers nouveaux de l'hydrologie et des sciences sociales. J'ai pris un immense plaisir à mener cette thèse à vos côtés, tant sur le plan professionnel que personnel, je suis donc particulièrement heureux de pouvoir poursuivre le périple avec vous.

Je tiens également à grandement remercier l'ensemble des membres du jury ayant accepté d'évaluer ce travail de recherche. Au passage, je remercie également grandement la Mission pour les Initiatives Transverses et Interdisciplinaires (MITI) du CNRS pour son financement sans lequel ce projet n'aurait tout simplement pas pu voir le jour.

Merci également à l'ensemble des personnes ayant été impliquées de près ou de loin dans ce travail. Tout d'abord merci à Mélanie Congreter pour sa participation au projet depuis le tout début et pour ses nombreux conseils. Merci à Thomas Houet pour sa disponibilité et ses recommandations dans l'élaboration de la démarche de prospective et la modélisation des changements d'occupation des sols. Merci à l'ensemble des personnes ayant aidé à développer la démarche participative : Marie-Jo M., Institut Supérieur de Design de Saint-Malo (Julien V., Virginie B.), et Water Family (Renaud H., Marion T., Gorka O., Charlène D.). A ce niveau, je souhaite également remercier fortement les personnes (étudiants, chercheurs...) ayant expérimenté le jeu « Trajectoire Eau et Territoire » dans ses phases d'élaboration. Je remercie également l'ensemble des participants aux différents entretiens réalisés et qui ont contribué à faire grandement évoluer ce projet de thèse. Tout particulièrement, je remercie Jean-Louis K. pour sa disponibilité et la richesse de ses réflexions ; je tiens également à le remercier de nous autoriser à mener nos travaux de recherche en hydrogéologie sur sa ferme à Guidel. Je souhaite aussi remercier Olivier P. pour avoir été un réel soutien et un intermédiaire indispensable à la mobilisation des acteurs de Lorient Agglomération. Enfin, merci à l'ensemble des membres de mon comité de suivi de thèse pour leur aide dans le cadrage de ce travail de recherche : Michel Loreaux, Anne-Laure Collard, René Lefebvre, et Kerry Gallhager.

Le chemin qui m'a conduit jusqu'à ce sujet de thèse et les compétences qui m'ont servi tiennent également beaucoup à l'ensemble des personnes m'ayant formé, encadré, conseillé... Je tiens ainsi à remercier particulièrement, parmi bien d'autres personnes, Philippe Grimonprez, Yannick Despert, Raphaël Lami, Dominique Strasberg, Olivier Flores, Stéphane Traissac, Philippe Birnbaum, Thomas Ibanez, José-Maria Fernandez-Palacios, Igor Drobyshev. *In particular, I really wish to thank Mark Bloomberg. The two years working with you as teaching and research assistant strengthened my wish to undertake a doctoral research programme and allowed me to develop interests into interdisciplinary approaches.*

Ensuite, j'aimerais remercier l'ensemble des équipes de Géoscience Rennes, ESO Rennes et LETG, qui m'ont permis de passer ces trois années dans un cadre des plus agréables. En particuliers, merci aux collègues doctorants et postdocs : Thomas B., Maxime B., Meruyert K., Muqet I., Diane D., Alice P., Romy D., Virginie M., Camille V., Manuel B., Hugo S., Mélissa G., Ivan O., Laura F., Louis G., Bastien B., Etienne L., Iman K., Florent B., Marie-Anaïs L., Charlotte P., Marion F., Maelle L., Roberta R., Guglielmo F.G., ... et tous ceux que j'ai pu oublier tant la liste est longue. Sans vous, les pauses, les weekends, les soirées jeux, les parties de moly ou palet, les nombreuses bières en terrasse, au bar ou chez les uns et les autres, n'auraient pas été les mêmes. Egalement merci aux stagiaires Rey Brazza M. et Charlène D. pour les bons moments sur le terrain à Guidel en début de thèse. J'aimerais aussi remercier Chantal P.-B., Nicolas M., Thierry D., et Anne-Joelle C. pour leur soutien administratif sans lequel cette thèse n'aurait jamais pu se faire.

Et je ne saurais oublier ces quelques collègues ayant contribué à rendre cette expérience rennaise encore plus géniale. Tout d'abord, Nicolas C., Lucas P. et Ronan A., mes fidèles acolytes à l'humour « douteux », camarades de repas au RU, d'école d'été dans les Alpes, de courses d'obstacles dans la boue, de tournois de fléchettes ou pétanque, et de bières en tout genre, merci à vous pour ces super moments passés ensemble. A Alexandre C., mon partenaire de bureau de la première heure – « camarade » d'AgroParisTech – merci à toi pour nos si nombreuses discussions, ainsi que pour ton aide dans les galères Python et l'utilisation du modèle CWatM, de même que pour tes relectures de certains chapitres de ce manuscrit. A Quentin C., mon « bro' », fidèle compagnon de balade, de boisson et d'humour 'beauf', merci à toi pour tous les fous rires et autres discussions beaucoup plus sérieuses. A Ali R., merci à toi pour avoir apporté ta bonne humeur et ta joie de vivre durant une partie de cette aventure. Egalement, un grand merci à Martin S., Marawit T., et Aurélié W., il ne manquait que vous pour compléter cette fine équipe de « beaufs de France », votre bonne humeur et votre humour auront été essentiels pour décompresser. Et enfin, à Daria J., merci pour tout ton soutien et ton réconfort durant cette période éprouvante de fin de thèse.

Je tiens également à remercier l'ensemble des amis, de France et d'ailleurs, qui ont su, d'une manière ou d'une autre, être là pour apporter beaucoup de bons moments durant cette thèse: Julia L., Timothée D., Lucie B., Pierre-A. M., Martin G., Romain S., Lucile S.G., Matilde G., Hadrien F., Mathieu C., Clément C., Nicolas F., Agnès S., Clémentine E., Julien G., Thomas G., Quentin B., Thomas L., Maud M., Karine L., Cécile M., Matthieu T., Maxime R., Marie N., Alyson L., Marine G., Matthias L., Tom S., Noémie C., Fanny V., Sophie M., Yawiya I., Charan

Y.S., Terrell S., Michael T.-P., Lukas R., Mathias B.. Une mention spéciale pour Alexandre A., Maxime R., Olivia T., Marie R., Betty D., et Thibaut R., merci à vous pour votre présence, pour toutes nos discussions, pour les apéros, fêtes de Bayonne, randonnées (parfois agrémentées de sacrés coups de soleil), et autres moments en tout genre, j'ai beaucoup de chance de vous avoir eu pour me soutenir. Je souhaite également remercier Pierre M., Pierre P., et William K. pour les innombrables heures sur Warzone, pour les périples en canoë, les week-ends d'EVG, les mariages, et tous ces bons moments qui ont été indispensables pour décompresser. Et particulièrement, merci Pierre M. pour ta présence quasi quotidienne et pour ton soutien. Cette thèse est également un peu le fruit des nombreuses conversations et réflexions que nous avons pu avoir sur des sujets aussi intéressants que variés.

Je tiens également à remercier l'ensemble de ma famille qui a grandement contribué à l'aboutissement de ce travail et pour laquelle ces quelques lignes ne suffiront jamais à exprimer toute ma gratitude. En premier lieu, merci à mes parents pour m'avoir permis de grandir dans un cadre naturel magnifique, ainsi que pour m'avoir toujours sensibilisé au respect du monde qui nous entoure. Mais surtout, merci à vous de m'avoir constamment soutenu dans mes choix personnels et professionnels. Je remercie également ma mère pour ses relectures attentionnées de certains chapitres de ce manuscrit. Merci également à mon beau-père et ma belle-mère pour m'avoir écouté, conseillé et avoir enrichi le cadre de pensée de cette thèse. Merci à mes oncles et tantes également pour les weekends/vacances en famille, en Bretagne ou ailleurs, et pour votre intérêt dans mes recherches sans ne vous être jamais lassés de me demander comment avançait ma thèse. Je tiens tout particulièrement à remercier Marie-Astrid L. et Carine R. pour avoir, en plus, pris soin de moi et m'avoir fait garder le moral dans le contexte difficile du second confinement. Bien sûr, merci également à tous les cousins (les « zincs »), pour les vacances/weekends/soirées passées ensemble, et tout particulièrement merci à Yvan R., Cécile L. et Soline R. pour les fous rires et les bons moments. Egalement merci à Moran D., t'avoir avec moi sur Rennes a indéniablement rendu ces quelques années encore plus géniales. Et enfin, merci à mes sœurs/demies-sœurs, et tout particulièrement Silenn G. pour m'avoir permis de tenir et m'avoir changé si souvent les idées.

Enfin, un remerciement particulier à Bleuenn P., qui m'a accompagné, soutenu, et remotivé du mieux qu'elle a pu pendant deux ans de cette thèse dans un contexte COVID défavorable. Ta présence à mes côtés m'a été très précieuse et je t'en suis infiniment reconnaissant.

LISTE DES ABBRÉVIATIONS

ABMs Agent-Based Models
AMPI Atmospheric Model Intercomparaison Project
ARS Agence Régionale de Santé
BNs Bayesian Networks
CCC Convention Citoyenne pour le Climat
CCMs Coupled Component Models
CDPL Conseil de Développement du Pays de Lorient
CLE Commission Locale de l'Eau
CMIP Coupled Model Intercomparaison Project
ComMod Companion Modelling
CWatM Community Water Model
DCE Directive Cadre sur l'Eau
DDTM Direction Départementale des Territoires et de la Mer
DEA Direction Eau et Assainissement
DEDD Direction Environnement et Développement Durable
ECHO Extended Continental-scale Hydroeconomic Optimization
EPCI Etablissement Public de Coopération Intercommunale
ERC Eviter-Réduire-Compenser
ET Evapotranspiration
GCMs Global Climate Models
GDEs Groundwater-Dependent Ecosystems
GEMAPI Gestion des Milieux Aquatiques et Prévention des Inondation
GHG Greenhouse Gas
GIEC Groupe International d'Experts sur le Climat
GISs Geographic Information Systems
GW Groundwater
FCMs Fuzzy Cognitive Maps
IIASA International Institute for Applied Systems Analysis
IPCC International Panel on Climate Change
LEMA Loi sur l'Eau et les Milieux Aquatiques
LA Lorient Agglomération
LASB Lorient Agglomération + Scorff + Blavet
LUCC Land Use and Cover Change

MAPTAM (Loi de) Modernisation de l'Action Publique Territoriale d’Affirmation des Métropole

MISEN Mission Inter Service de l'Eau et de la Nature

NOTRe (Loi de) Nouvelle Organisation Territoriale de la République

OFB Office Français de la Biodiversité

PAC Politique Agricole Commune

PLU Plan Local d’Urbanisme

PLUi Plan Local d’Urbanisme intercommunal

RCMs Regional Climate Models

SAGE Schéma d’Aménagement et de Gestion des Eaux

SCoT Schéma de Cohérence Territoriale

SDAGE Schéma Directeur d’Aménagement et de Gestion des Eaux

SDs System Dynamics

SHS Sciences Humaines et Sociales

SRADDET Schéma Régional d’Aménagement, de Développement Durable et d’Egalité des Territoires

SWI Soil Wetness Index

WEAP Water Evaluation And Planning

WAG Wat-A-Game

SOMMAIRE

AVANT-PROPOS	ii
REMERCIEMENTS	iii
LISTE DES ABBRÉVIATIONS	vi
INTRODUCTION GÉNÉRALE	1
CHAPITRE I – NATURE ET SOCIÉTÉ : UNE INTRODUCTION À LA COMPLEXITÉ DES SYSTÈME SOCIO-ÉCOLOGIQUES	8
CHAPITRE II – L'EAU : UN MARQUEUR DES CHANGEMENTS GLOBAUX, À L'INTERFACE ENTRE CLIMAT, ÉCOSYSTÈMES ET ACTIVITÉS HUMAINES	38
CHAPITRE III – SPÉCIFICITÉS SOCIOGÉOGRAPHIQUES ET TERRITORIALISATION : L'EXEMPLE DU TERRITOIRE BRETON DE LORIENT AGGLOMÉRATION	65
CHAPITRE IV – LA GESTION INTEGRÉE DE L'EAU FACE AUX LOGIQUES DE L'ACTION ADMINISTRATIVE À L'ECHELLE TERRITORIALE	89
CHAPITRE V – ARTICULATION ENTRE SCÉNARISATION, MODÉLISATION ET PARTICIPATION : ÉTAT DE L'ART ET CHOIX METHODOLOGIQUES	106
CHAPITRE VI – « TRAJECTOIRE EAU ET TERRITOIRE » : UN OUTIL POUR REPRÉSENTER COLLECTIVEMENT L'ÉTAT NATUREL, L'ÉTAT ALTÉRÉ ET L'ÉTAT FUTUR D'UN TERRITOIRE ET DE SES RESSOURCES EN EAU	144
CHAPITRE VII – MODÉLISATION DE SCÉNARIOS PROSPECTIFS CO-CONSTRUITS PARTICIPATIVEMENT POUR UNE PRISE EN COMPTE LOCALE DES CHANGEMENTS GLOBAUX	167
CHAPITRE VIII – LA DÉMARCHE « EAU ET TERRITOIRE » : LIGNES DE FORCE, LIMITES ET PERSPECTIVES	200
CONCLUSION GÉNÉRALE	237
BIBLIOGRAPHIE	241
ANNEXES	280
LISTE DES FIGURES	294
LISTE DES TABLEAUX	302

INTRODUCTION GÉNÉRALE

Nous vivons une époque où l'ampleur des bouleversements planétaires, autrement nommés « changements globaux », met en demeure les sociétés de faire face à de nouvelles responsabilités écologiques. Ces changements, fruit d'une gamme d'activités humaines territorialisées par effets directs ou indirects, regroupent un ensemble varié d'impacts, tels que le changement climatique, les pollutions, la raréfaction des ressources (eau, minerais...), la destruction et la fragmentation des habitats (urbanisation, agriculture...), l'érosion de la biodiversité... En 2021, dans un rapport au sous-titre parlant « Des systèmes au bord de la rupture », l'Organisation des Nations Unies pour l'agriculture et l'alimentation alertait notamment sur les pressions que les activités humaines exercent sur les ressources en terres et en eau du fait de décennies d'utilisation non durable, ces systèmes étant poussés à la limite de leurs capacités (FAO 2021). Comme relevé par [De Godoy Leski \(2021\)](#) : « avec l'affirmation des changements globaux, l'actualisation de la question écologique s'affirme désormais au travers d'un questionnement existentiel sur l'habitabilité de la Terre ». Ce type de constat a ainsi amené la communauté des géologues à proposer le terme « Anthropocène » ([Crutzen 2002](#)) pour désigner l'ère géologique actuelle où les activités humaines sont devenues la principale force affectant la Terre. Bien que ce terme ait été relativement critiqué ([Malm & Hornborg 2014](#) ; [Mathews 2020](#) ; [Sharp 2020](#)), en partie du fait qu'il masque les fortes inégalités de responsabilité à l'échelle de l'Humanité, il n'en demeure pas moins que les activités humaines (dans leur ensemble) sont à la base de nombreux impacts environnementaux, et particulièrement sur le cycle de l'eau.

L'eau, indispensable à la vie (dans les régions où il n'y a pas beaucoup d'eau, il n'y a pas beaucoup de vie non plus), est une ressource fortement impactée par les activités humaines. En France, un volume moyen de 200 milliards de m³ d'eau se renouvelle chaque année, à partager entre les écosystèmes et les sociétés humaines. En moyenne, les prélèvements totalisent 31 milliards de m³ ([Ministère de la Transition Écologique 2022](#)). Les plus importants d'entre eux ont lieu en été, lorsque la disponibilité de la ressource est la plus faible, ce qui peut provoquer localement de fortes tensions, amplifiées par le changement climatique qui impose de plus en plus de pressions sur les contextes hydro-climatiques propres à chaque territoire. Le dernier rapport du Groupe International d'Experts sur le Climat (GIEC) souligne, notamment, une augmentation de la fréquence et de l'intensité de plusieurs types d'événements météorologiques extrêmes (canicules, fortes précipitations, sécheresses, ...), pouvant causer des impacts irréversibles en poussant les systèmes naturels et humains au-delà de leur limite d'adaptation ([IPCC 2023](#)). Cette tendance très générale se traduit, en France, par une

augmentation des déficits hydriques et des records de températures, non seulement en été (2018, 2019, 2020, 2022) mais également en hiver (2017, 2023).

C'est ainsi qu'à l'été 2022, 97% du territoire métropolitain s'est trouvé concerné par des restrictions d'eau : « la sécheresse de 2022 fut l'une des premières occurrences climatiques où chaque Français, informé ou non, a pu percevoir ce que le dérèglement climatique signifie au quotidien »¹. Notamment, près d'un millier de communes se sont retrouvées en pénurie d'eau potable, conduisant par la suite certains élus à envisager des mesures impensables quelques mois auparavant, comme par exemple de geler les nouveaux permis de construire, limiter les résidences secondaires, ou interdire la vente et l'installation de nouvelles piscines privées. D'après un récent rapport interministériel, lors de la sécheresse 2022, si « le pire a été évité », c'est grâce à la « mobilisation exceptionnelle » de l'ensemble des acteurs, mais « de telles conditions pourraient ne plus être réunies si un phénomène similaire se reproduisait » (Bertrand et al. 2023). De plus, le rapport soulève de nombreuses failles, parmi lesquelles : (1) un manque d'anticipation ; (2) un pilotage parfois à l'aveugle ; (3) un déficit de coordination entre ministères ; et (4) une gouvernance dépourvue d'un cadre étatique suffisamment clair pour orchestrer le juste partage de l'eau. Les auteurs déplorent également que l'eau soit encore « trop fréquemment considérée comme une ressource inépuisable et gratuite » (Bertrand et al. 2023).

Ce niveau d'impréparation du pays face à l'expérience de 2022 renforce ainsi le constat – pouvant être transposé à d'autres thématiques (énergie, santé, éducation...) – que les décisions aient tendance à survenir principalement afin de répondre à l'urgence. Or il est navrant de constater une telle « surprise générale » dans la mesure où la majorité des changements étaient relativement prévisibles, s'inscrivant dans une tendance décrite et affinée au fur et à mesure de l'avancée des connaissances scientifiques. Certes, les simulations ne permettent pas d'aller dans un degré de détail permettant de prévoir de façon fiable quelles années (et quels mois) en particulier seront concernées par des événements climatiques extrêmes. Néanmoins, bien que la France soit un pays relativement humide (ayant connu des conditions climatiques raisonnablement constantes depuis au moins plusieurs centaines d'années), les tendances semblent concorder sur une baisse globale de l'eau disponible. Même à des niveaux de précipitation constants, l'augmentation des températures est déjà responsable d'une augmentation de l'évapotranspiration [évaporation des eaux de surface et transpiration du Vivant] à toutes les saisons, conduisant à une diminution d'environ 15% en 20

¹ https://www.lemonde.fr/idees/article/2023/04/20/un-plan-d-urgence-pour-une-meilleure-resilience-a-l-egard-de-l-eau-est-necessaire_6170328_3232.html

ans de la ressource en eau renouvelable (c'est-à-dire disponible pour les écosystèmes et les activités humaines²).

Cette accentuation des évolutions hydro-climatiques et de leurs interdépendances avec le Vivant et, plus spécifiquement, avec les systèmes sociaux, questionne aujourd'hui les règles de gestion et de partage de l'eau, dont l'approche actuelle s'appuie sur des hypothèses fortement compromises (Milly et al. 2008). Celles-ci ont, en effet, été créées dans une période d'abondance avec un référentiel extractiviste dans lequel les règles de partage de cette ressource découlaient principalement des usages humains (lois de 1964, 1992 et 2006) (Salles 2022). En changeant de contexte avec une limitation de la quantité d'eau, c'est le référentiel même de sa gestion qui est questionné. Plus largement, c'est la conception même de l'eau dans le référentiel extractiviste qui est remise en cause, sa diminution la transformant en « un flux unique irréversible et une condition du Vivant » dont la gestion interroge, plus globalement, le cadre de vie au sein des systèmes socio-écologiques. Il s'agirait alors de passer d'un référentiel « extractiviste » à un référentiel « qualité de vie » (Salles 2022). De fait, tout l'enjeu consiste à élaborer de nouvelles règles de partage de l'eau, ancrées dans les territoires pour mieux prendre en compte les caractéristiques locales des systèmes socio-écologiques, intégrant également les besoins des écosystèmes (les autres vivants et les entités terrestres tels que les cours d'eau, les zones humides, les forêts, le bocage, etc...).

Pour répondre aux demandes résultant de la mise en œuvre de politiques publiques comme d'acteurs concernés par la définition des avenir probables des hydro-systèmes, il est nécessaire de mieux intégrer les pressions climatiques et, plus largement, les changements globaux dans l'action publique. A partir de l'accumulation de travaux scientifiques (du GIEC par exemple), malgré certaines incertitudes il ne semble désormais plus y avoir réellement de problème de connaissances ou de technologies pour mettre en œuvre des politiques d'atténuation et d'adaptation (Bennett 1976 ; Nuttall 2010 ; Boyd et al. 2015). C'est donc principalement une question de choix sociétaux et d'orientation de l'action publique. Cependant, s'il existe une certaine prise de conscience des changements en cours, nos sociétés ont généralement tendance à considérer les questions que ces changements posent de manière indépendante les unes des autres. Par exemple, de nombreux discours politiques et médiatiques tendent à considérer les bouleversements planétaires sous l'angle exclusivement climatique, réduisant par là même les activités humaines principalement à des flux de gaz à effet de serre et au carbone. Ce prisme conduit ainsi à une singularisation et une hiérarchisation des enjeux, excluant de fait d'autres enjeux environnementaux.

² <https://www.notre-environnement.gouv.fr/donnees-et-ressources/ressources/infographies/article/la-ressource-en-eau-renouvelable-en-france-metropolitaine>

Une approche en termes de « changements globaux » invite au contraire à prendre en considération l'ensemble des pressions d'origine anthropique au-delà de la seule question climatique, incluant par exemple également les usages de l'eau, l'urbanisation, les pratiques agricoles, les modes de vie, les évolutions démographiques...³ Cette approche est d'autant plus nécessaire que le changement climatique ne représente qu'une pression additive sur un système-Terre déjà fortement impacté par l'ensemble des autres pressions anthropiques. En effet, à l'heure actuelle, les pressions anthropiques restent les principaux facteurs d'aggravation de l'évolution de la disponibilité en eau, que les impacts du changement climatique (tout juste perceptibles) viendront accentuer à l'avenir (Sato et al. 2017). Une approche par les changements globaux invite donc à adopter une vision systémique et transversale (holistique), incontournable pour dépasser une conception des questions liées au changement climatique (et plus globalement à l'environnement) comme des sujets indépendants pouvant se résoudre par des approches réductionnistes, appelant une réponse unique (généralement technique), au risque de maladaptations (Bertana et al. 2022).

Cette vision systémique et transversale renvoie, en partie, au concept philosophique de la pensée complexe (et plus généralement de « la complexité »), popularisé par Edgar Morin tout au long de son œuvre (Morin 1990). Issu du latin *complexus*, « ce qui est tissé ensemble », la complexité est ici vue comme un ensemble inséparable de composants différents constituant un tout, à l'image d'une tapisserie : séparez les fils et vous perdrez aussitôt la toile entière que l'entrelacement des fils formait (Morin 1995). L'idée derrière la nécessité d'une pensée complexe est de concevoir ce qui relie les objets/domaines/idées entre eux dans l'analyse et la synthèse, là où l'enseignement conventionnel a tendance à les disjoindre. En d'autres termes, elle appelle à relier et recomposer les connaissances traditionnellement découpées, cloisonnées et isolées. Ce concept se fonde, entre autres, sur l'émergence de la « science des systèmes », en particulier, à travers la théorie générale des systèmes (Von Bertalanffy 1968). Celle-ci partait du principe que la plupart des objets de la physique, de la biologie, de la sociologie, de l'astronomie (atomes, molécules, cellules, organismes, sociétés, astres...) forment des systèmes (et sous-systèmes), c'est-à-dire des ensembles de parties diverses constituant un tout organisé.

Un des principaux défis contemporains repose ainsi sur l'urgence, pour nos sociétés, de mieux concevoir la complexité des systèmes socio-environnementaux et l'impact des changements globaux actuels, mais aussi à venir, sur ces systèmes et sur l'ensemble de leurs parties qui en font un tout organisé. Ce défi rend nécessaire l'analyse du changement et l'exploration des trajectoires sociétales au croisement des dynamiques sociales et environnementales (De

³ Dans le cadre de cette thèse, le terme « changements globaux » vise ainsi à aborder pressions climatiques et anthropiques au sein d'un tout

Godoy Leski 2021). Plus largement, cela invite à enfin prendre le temps de bâtir une vision systémique, transversale et anticipative, nécessitant une inflexion importante des politiques territoriales et sectorielles à tous les niveaux, afin de préparer au mieux la résilience de demain pour les territoires avant d'atteindre des points de non-retour. En d'autres termes, la problématique des changements globaux appelle à une transformation majeure de nos sociétés (Bassett & Fogelman 2013). L'absence de mise en action, malgré des messages d'alerte scientifiques toujours plus nombreux, questionne également le rôle de la science vis-à-vis des changements globaux, notamment à travers les outils de simulation et de modélisation disponibles, qui semblent se prêter difficilement au partage de connaissances. Des résultats présentés de manière trop technique ont en effet tendance à rester relativement « hors-sol », ne conduisant pas à traduire l'urgence en connaissances sensibles et dans le référentiel cognitif de tout le monde.

Dans ce contexte, l'objectif de cette thèse est de développer une méthodologie permettant de mieux rendre compte de la complexité des systèmes socio-écologiques à l'ère des changements globaux, tout particulièrement, dans le but d'aider les prises de décision au niveau des territoires. Le point de départ de ce travail concerne la nécessité de renforcer les liens entre les connaissances scientifiques – notamment les outils de modélisation permettant une certaine anticipation du futur – et les décisions publiques locales. Une des difficultés d'anticipation de ces évolutions réside dans l'articulation de facteurs biophysiques, écologiques et socio-économiques, dans des contextes instables où les connaissances sont, à la fois, lacunaires et hétérogènes. L'hypothèse est que des outils de scénarisation articulant ces différents facteurs selon des avenir probables permettent de réduire l'incertitude de la décision (politique, de gestion) tout en conservant, en partie, la complexité des enjeux qu'elle soulève.

Une difficulté majeure de la scénarisation des évolutions de la ressource en eau concerne la prise en compte des processus complexes d'interactions bassin versant-aquifère-rivière, alors qu'ils sont pourtant fondamentaux (Andermann et al. 2012; Taylor et al. 2013). En effet, les trajectoires des bassins versants, des aquifères et des rivières sont intimement liées : un défaut de précipitations en hiver se traduit par une alimentation faible des rivières, mais également par une recharge limitée des systèmes aquifères sous-jacents, qui permettent de stocker de l'eau pendant des temps plus longs. En période sèche, cela se traduit par un faible soutien des débits d'étiage. Ainsi, les rivières intermittentes sont le signe d'une déconnection entre aquifère et rivière, survenant généralement en têtes de bassins versant, mais également potentiellement en aval de sections en eau, comme cela s'est produit pour le Doubs lors des sécheresses depuis 2018. Du fait de ces interactions, en cas de faibles précipitations estivales, l'été 2023 pourrait potentiellement s'avérer pire que 2022, suite à une période hivernale historiquement sèche (conduisant à des stocks d'eaux souterraines inférieurs à 2022 à la

même période). Actuellement, ces processus sont rarement représentés explicitement dans les modélisations, ce qui limite de fait leurs capacités prédictives (Habets et al. 2011).

La présente thèse tentera donc d'explorer la manière dont une approche relativement systémique de modélisation – intégrant, entre autres, les évolutions climatiques, l'occupation des sols, les prélèvements d'eau et les interactions surface-souterrain – peut être ancrée dans un territoire pour servir d'aide prospective à la décision concernant la gestion de l'eau. Cette exploration a été réalisée par l'élaboration d'une méthode de modélisation intégrant une dimension participative en rassemblant des acteurs d'un territoire pour identifier des scénarios de gestion en fonction de futurs souhaitables. La principale limite de cette recherche renvoie à sa dimension expérimentale, restreignant de fait, à l'heure actuelle, sa reproductibilité. En effet, cette approche de modélisation a été expérimentée dans deux bassins versants et la dimension participative a été mise en œuvre dans une intercommunalité responsable, en partie, de la gestion des deux bassins versants. Toutefois, d'autres terrains expérimentaux ont été identifiés, qui seront investigués dans les deux ans à venir, afin de rendre la méthode reproductible et la transférer à un large public. Il est également important de souligner que cette démarche s'est intéressée aux enjeux quantitatifs de la ressource en eau, mais qu'un ensemble d'autres impacts des changements globaux (notamment concernant l'aspect qualitatif) n'est pas traité ici.

La présentation de la démarche développée dans le cadre de cette recherche est réalisée à travers huit chapitres différents :

Le chapitre I vise à introduire la complexité des interactions Nature-Société, à travers une approche globale des systèmes socio-écologiques. Relativement général, ce chapitre s'adresse avant tout aux lecteurs ayant une faible connaissance des changements globaux. De plus, la synthèse des connaissances qu'il fournit sert de référence à un outil développé dans le chapitre VI, offrant, aux personnes le souhaitant, l'ensemble des sources justifiant la composition de cet outil.

Dans le chapitre II, nous présentons l'eau comme marqueur des changements globaux, ce qui en pose l'intérêt comme objet intermédiaire à l'interface entre climat, écosystèmes et activités humaines. Ce chapitre s'adresse avant tout aux lecteurs possédant de faibles connaissances des interactions entre hydrologie, écosystèmes et changements globaux. Il vise également à servir de référence à l'outil de partage de connaissance développé dans le chapitre VI.

Le chapitre III souligne l'importance d'une territorialisation des approches des systèmes socio-écologiques et, en particulier, celles appliquées aux questions d'eau – les changements globaux (avec leur cadre planétaire) ne devant pas occulter les dynamiques locales qui

participent à ces pressions anthropiques. Ce chapitre s'applique ainsi à présenter les spécificités sociogéographiques d'un territoire breton – l'intercommunalité de Lorient Agglomération – qui a servi de terrain à cette thèse, et à explorer la manière dont elles sont prises en compte dans les cadres législatifs et réglementaires autour des questions d'eau et d'aménagement du territoire.

Le chapitre IV analyse la mise en œuvre concrète de la gestion de l'eau à l'échelle de l'intercommunalité de Lorient Agglomération face aux logiques de l'action administrative ; cela permet d'identifier des enjeux plus spécifiques concernant la démarche à développer.

Le chapitre V fait ensuite un état des lieux des approches à l'interface entre scénarisation, modélisation et participation, dans le but de définir nos choix méthodologiques et concevoir notre démarche, que nous nommerons « Eau et Territoire ».

Le chapitre VI présente les étapes de conception d'un « jeu sérieux » (*serious game*) développé dans le but de permettre à un ensemble de participants de construire une base commune de connaissances autour des enjeux de l'eau, du territoire et des changements globaux. Cet outil a pour ambition de représenter une partie des connaissances synthétisées dans les chapitres I, II et III.

Le chapitre VII présente ensuite la traduction de scénarios prospectifs co-construits participativement en modélisation de l'occupation des sols et de la disponibilité de la ressource en eau, intégrant des projections climatiques à un horizon de 50 ans sur les bassins versants du Scorff et du Blavet.

Pour finir, le chapitre VIII s'attache à identifier les lignes de force et limites de la démarche « Eau et Territoire » développée dans le cadre de cette recherche. Ce chapitre vise également à dessiner les perspectives qui s'offrent aujourd'hui pour transférer cette méthode en dehors du cercle académique.

Note au lecteur : afin de répondre aux exigences de chaque école doctorale, les chapitres plutôt associés à la dimension « Sciences Naturelles » (Chapitres I, II, V, VI, VII) ont été rédigés en anglais, tandis que les chapitres plutôt associés à la dimension « Sciences Humaines et Sociales » (Chapitres III, IV, VIII) ont été rédigés en français.

CHAPITRE I

NATURE ET SOCIÉTÉ : UNE INTRODUCTION À LA COMPLEXITÉ DES SYSTÈME SOCIO-ÉCOLOGIQUES

Résumé

Dans la conception du monde dictée par nos sociétés « modernes » et globalisées, l'Humanité a longtemps été perçue comme découplée du milieu naturel dans lequel elle vit. Le paradigme prédominant voudrait ainsi que l'innovation technologique lui permette de s'émanciper des contraintes physiques qui l'entourent. Cependant, un changement de point de vue semble nécessaire, tandis que des preuves de plus en plus nombreuses tendent à montrer qu'environnement et société sont dans un système d'interactions et d'interfaces complexe. Dans ce contexte, l'objectif de ce chapitre est de dresser un état des lieux des principaux éléments composant ce système, de leurs interactions, de leurs causes, et de leurs effets de rétroaction, afin de permettre une meilleure compréhension de la complexité des systèmes socio-écologiques. Le système naturel peut ainsi être résumé à un ensemble d'éléments biologiques, physiques, ou chimiques, interagissant entre eux à différentes échelles spatio-temporelles. De nos jours, les activités humaines sont responsables d'un grand nombre d'impacts sur ce système naturel, autrement nommés « changements globaux ». Dans ce chapitre, nous nous intéressons plus particulièrement à trois d'entre eux : les usages de l'eau, les changements de couverture et d'usage des sols, et le changement climatique. Ensuite, nous identifions de nombreuses rétroactions possibles de ces bouleversements environnementaux pour les sociétés humaines, incluant, entre autres : déplacements de populations, pertes économiques, accroissement des inégalités, insécurité alimentaire, conflits, émergence ou réémergence de maladies, mortalité, et autres conséquences sur la santé humaine. Enfin, ce chapitre détaille une partie des facteurs à la base des activités humaines, parmi lesquels nous identifions, entre autres : les facteurs démographiques, le contexte socioculturel, les facteurs économiques, le contexte technologique, les structures de gouvernance, et les facteurs politiques et institutionnels. Au final, le terme de « changements globaux » peut sous-tendre l'idée que le système naturel est sans changement, et que les changements sont uniquement anthropiques et non souhaitables, alors qu'en réalité la Nature évolue sans cesse de manière dynamique (Robert 2016). Cette analyse nous montre ainsi que l'histoire des changements globaux est l'histoire de l'interconnexion toujours plus complexe entre système naturel et système anthropique à l'échelle planétaire.

CHAPTER I

PEOPLE AND NATURE: AN INTRODUCTION TO HUMAN-ENVIRONMENT SYSTEM COMPLEXITY

Abstract

In the conception of the world dictated by our “modern” and globalised societies, humans have long been perceived as decoupled from the natural environment within which they live and thrive. The predominant paradigm remained that technological innovations (e.g. energy efficiency, mechanized agriculture, modified crop breeding, petrochemical fertilizers) would allow them to emancipate themselves from physical constraints. However, changing point of view appears necessary, as increasing evidences tend to prove that environment and societies influence each other through bidirectional interactions within a complex interacting system. In this context, the objective of this chapter is to provide a state-of-the-art review of the main compartments, drivers, and feedbacks involved in this system, in order allow a better comprehension of human-environmental system complexity globally. The environmental system can be synthesized to an ensemble of biological, physical, or chemical elements, interacting together at difference spatial and temporal scales. Nowadays, human activities are responsible of numerous impacts on this environmental system, a process known as “global change”. In this chapter, we focus on three specific impacts: water withdrawals and water use, land use and cover change, and climate change. Then, we identify numerous feedback effects of these human-induced modifications to human societies, including: displacement of populations, economic losses, increases of inequalities, food insecurity, conflicts, diseases, death, and other human health consequences. Finally, this chapter explore some of the drivers of human activities, among which we identify, among other: demographic changes, socio-cultural context, economic factors, technologies, governance, and political and institutional factors. In the end, “global change” may suppose the idea that the environmental system experience no changes, and that changes are only anthropogenic and unwanted, while in reality Nature evolves continuously in a dynamical way. This analysis shows that the history of global change is the history of the increasingly complex interconnections between the environmental and human systems at planetary scale.

I.1 Introduction

In our “modern” and globalized societies, human (e.g., economic, social) and environmental (e.g., hydrological, chemical, biological, geological) systems have long been perceived as decoupled. Such worldview, whereby Nature and society are separate and independent, particularly developed in western countries. Early in history, the emergence of the first cities moved humans away from the natural world and a social imagination in direct relationship with the environment and its resources (Moran 2017). The environment was rejected outside the walls of growing cities, therefore strengthening the dichotomy between Nature and culture (Descola 2013). Following antic thinking which further reinforced this conception of human placed away from its wild origins, this anthropologic dialectic continued to influence development trajectories through an anthropocentric rationalisation (De Godoy Leski 2021). This worldview particularly expended from the Enlightenment, as illustrated by Descartes in his “Discourse on Method”, which brought feelings of domination over Nature (Vining et al. 2008). It diffuses the idea that increasing developments in science and technology would enhanced human’s ability to control and transform the environment into the pristine gardens present in the biblical story of Adam and Eve, making *Homo sapiens* “the master and possessor of Nature”.

This European rationalisation of the World, updated through philosophy and legitimated by reason, further separated humans from their environments. And for a while, it worked: the combined forces of industrialization and urbanization allowed decoupling human population growth from natural constraints. But at that time, Malthus (1798) already questioned this decoupling between human and Nature, raising concerns about the limits of an exponential population growth on a planet with finite space and resources. However, such worldviews, whereby humans and Nature belong to a coupled system, remained relatively marginal (e.g. Osborn 1949; Vogt et al. 1948; Carson 1962; Ehrlich 1968; Meadows et al. 1972; Zaccai & Orban 2017). The predominant paradigm remained that technological innovations (e.g. energy efficiency, mechanized agriculture, modified crop breeding, petrochemical fertilizers) would allow resource supply to outpace growing demand (Burger 2020).

Change of paradigm started relatively recently in “modern societies” (e.g. Brundtland et al. 1987; Berkes et al. 2000, 2008; Alberti et al. 2011; Bretagnolle et al. 2019) with increasing evidences that humans and Nature influence each other through bidirectional interactions (e.g. Cardinale et al. 2012; Steffen et al. 2015). Under this view, humans and the environment form a single complex system whereby humans not only influence ecosystems but also react to them (Farahbakhsh et al. 2022). This led to the development of new approaches on coupled human-environment systems, also called social-ecological systems, which aim at characterizing the dynamical two-way interactions between human systems and natural systems (Werner &

Mcnamara 2007). In this context, the objective of this chapter is to provide a state-of-the-art review of the main compartments, drivers, and feedbacks involved in this system, in order allow a better comprehension of human-environmental system complexity globally.

I.2 The environmental system

The environmental system, which results from a variety of compartments (e.g. biological, hydrological, geological, chemical, climatic) operating and interacting over many scales in time and space, can be synthesized to what is called the Earth's Critical Zone (Fig. I.1). Defined by Earth scientists about twenty years ago, this term refers to the "heterogeneous near surface environment in which complex interactions involving rock, soil, water, air, and living organisms regulate the natural habitat and determine the availability of life-sustaining resources" (National Research Council 2001). It is the open system sustaining nearly all terrestrial life through exchanges of matter and energy with the atmosphere, lithosphere, and hydrosphere (Chorover et al. 2007; Latour 2014; Gaillardet & Boudia 2021). For instance, landforms, water bodies, groundwater, soils and vegetation are integral parts of the Critical Zone, and its study has led to the development of an interdisciplinary field of research, through collaboration of biologists, ecologists, soil scientists, and hydrologists (e.g. Gaillardet et al. 2018). Only some of the main compartments of this Critical Zone (i.e. mostly driving ecosystem patterns and processes) are presented here.

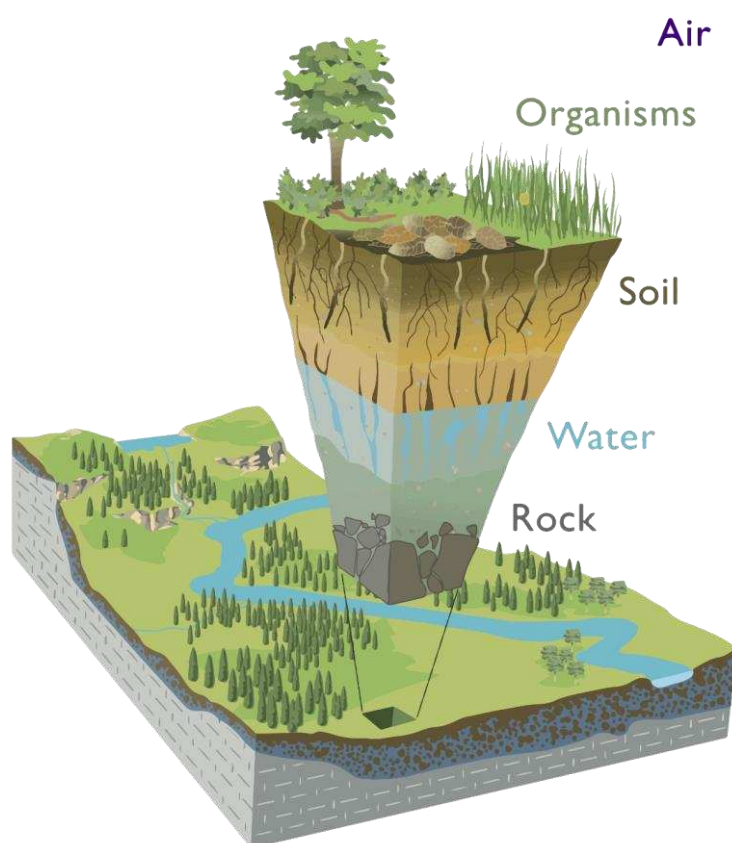


Figure I.1 Earth's critical zone (Critical Zone Observatories, adapted from Chorover et al. (2007)).

I.2.1 Abiotic conditions

I.2.1.1 Climate

Climate refers to the prevailing atmospheric and meteorological conditions of a region, measured in terms of temperature, humidity, precipitation, wind, solar radiation and atmospheric pressure. Over time, climate evolves through internal and external processes, and is influenced by the interactions between all components of the Earth's surface (e.g. oceans, continents, atmosphere). At the global scale, through the distribution of water and energy, climate influences both temperatures and moisture gradients, leading to a wide diversity of climate (e.g. tropical, dry, temperate, polar), as illustrated by the Köppen-Geiger climate classification (e.g. [Peel et al. 2007](#); [Beck et al. 2018](#)). In this regard, climate is a powerful driver of biogeographic patterns, generally controlling the distribution of biomes on Earth (i.e. dominant vegetation forms, Fig. I.2).

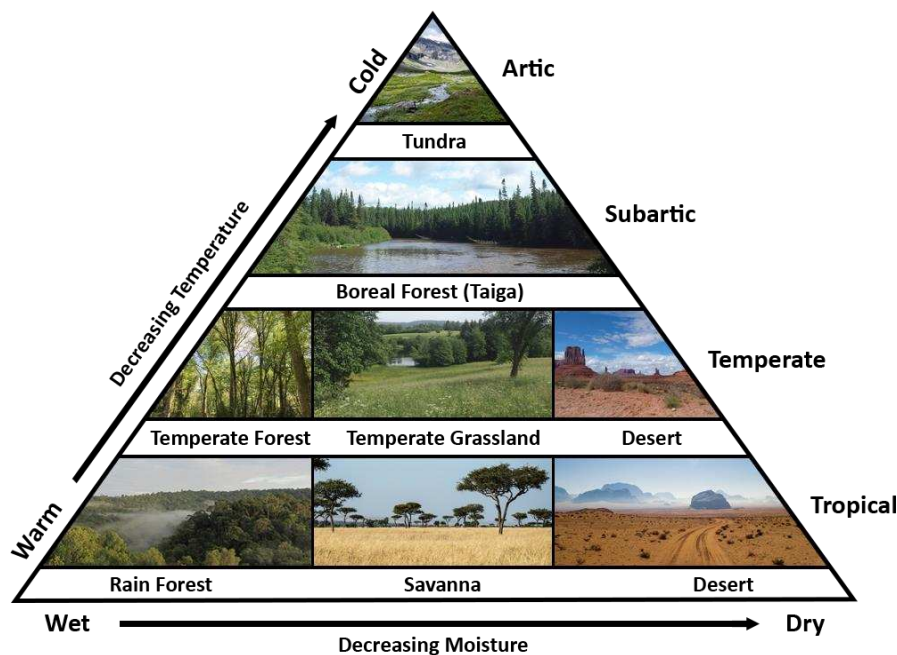


Figure I.2 Simplified distribution of global biomes in relation with climate.

These broad-scale climate patterns vary with latitude, and with the continental position – at any given latitude, coastal regions differ from inland regions due to the differential heating of land and water. Those effects may also be modified locally due to variations in landform – temperatures usually decrease with increasing elevation, and modification of solar radiation between south- and north-facing slopes lead to different temperatures and evaporation rates. Climatic conditions strongly influence the Earth's biota, each species having a unique multidimensional niche – the environmental envelope within which viable populations can be maintained ([Araújo & Guisan 2006](#)). For this reason, the spatial distribution of environmental conditions that is suitable for any given species (i.e. to survive and reproduce) usually shifts with climatic

variations. As a consequence, combining climate variables with a description of regional land forms usually allows predicting the potential ecosystem types that can be found within that region (e.g. [Bailey 2009](#)).

The distribution of biota and of entire biomes has varied considerably with past changes in climate (e.g. [Jackson 2006](#)). Note that in order to detect trends in the global climate, climatologists usually remove spatial and temporal variability using mean temperatures and precipitations. Yet, although changes in mean climate through time are important in ecological studies, the influence of changes in climate variability is also increasingly recognized (e.g. [Thornton et al. 2014](#)). Indeed, increased variability could produce more record hot and dry weather and more record cold and wet weather with no change in mean temperature and precipitation. Organisms may therefore be very sensitive to such variations. Finally, climate is also a driver of many natural disturbances (e.g. hurricanes, floods, fire, and landslides) which have strong influence on ecosystem patterns.

1.2.1.2 Landform

The landform refers to the geomorphic features of the landscape and result from geologic process producing patterns of physical relief and soil development. Landforms range from nearly flat plains to rolling, irregular plains, to hills, to low mountains, and to high mountains ([Bailey 2009](#)). Through their multiple effects on soils, animals and vegetation, the variety of landforms significantly contribute to the development and maintenance of spatial heterogeneity across landscapes ([Swanson et al. 1988](#)). Four general effects of landform on ecosystem patterns and processes are reported in the literature (Fig. I.3, [Turner & Gardner 2015](#)):

(1) *The elevation, aspect, parent materials, and slope of landforms affect air and ground temperature and the quantities of moisture, nutrients, and other materials available at sites within a landscape.* Such landform patterns are strongly related to the distribution of vegetation across a landscape (e.g. [Whittaker 1956](#)).

(2) *Landforms affect the flow of many quantities, including organisms, propagules, energy, and matter through a landscape.* For instance, riparian corridors support the dispersion of many plant and animal species. Landform can also strongly influence the biological and chemical characteristics of lakes, depending on their position regarding to the groundwater flow pathways.

(3) *Landforms affect the frequency and spatial pattern of natural disturbances such as fire, wind, or grazing.* These disturbances may have very different impacts (e.g. vegetation, buildings) depending on their topographic position.

(4) Landforms constrain the spatial pattern and rate or frequency of geomorphic processes – the mechanical transport of organic and inorganic material – that alter biotic characteristics and processes. Portions of a landscape may therefore be more or less susceptible to shifts in river channels or to landslides.

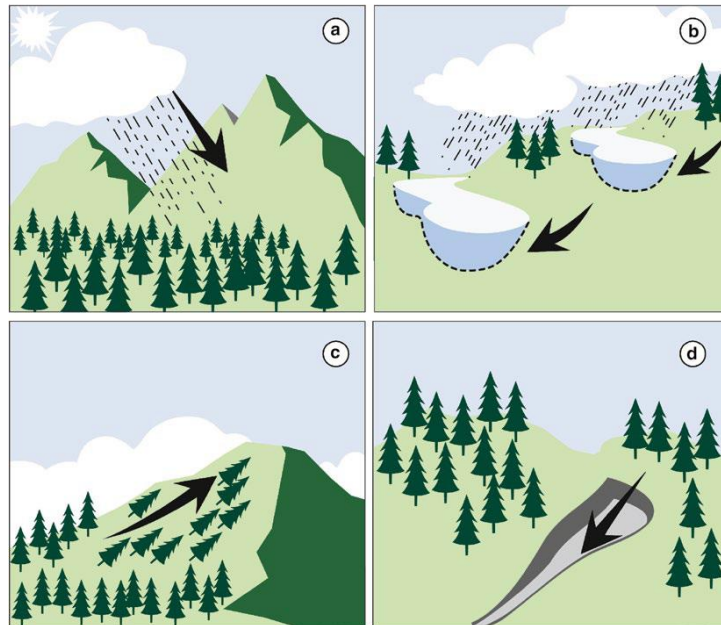


Figure I.3 Examples of four classes of landform effects on ecosystem patterns and processes. (a) Topographic influences on rain and radiation (*arrow*) shadows. (b) Topographic control of water input to lakes. Lakes high in the drainage system receive a greater proportion of water input by direct precipitation than lakes lower in the landscape, where groundwater (*arrows*) predominates. (c) Landform constrained disturbance by wind (*arrow*) may be more common in upper-slope locations. (d) The axes of steep concave landforms are most susceptible to disturbance by small landslides (*arrow*). Figure from [Turner & Gardner \(2015\)](#).

1.2.2 Soil

In terrestrial ecosystems, soils are the support of vegetation, providing water and mineral nutrients. The chemical quality of water in aquatic systems is also strongly affected by the soils and substrate of the surrounding landscape. There is a large spatial variability in the geological material from which soil develops at the global scale. Soils are, in part, formed through a process by which physical abrasion and chemical dissolution break down the initial geological material – a process called weathering. But soils are more than just abiotic substrates for plants. Indeed, their formation is also driven by biotic actions, in particular through the role of microbes, vegetation and animals in the creation and mineralization of organic matter. Therefore in the end, soils can also be described as the support and the product of Life. The influence of soils on ecosystem patterns is caused by their variability in many chemical and physical characteristics (e.g. mineral composition, depth, texture, pH) which affect species

distribution. For instance, the differences between soil types in terms of nutrient concentrations, water-holding capacities, and organic matter content, has a strong influence on the assemblage of plant species. Soils also act as sponges, and are able to store a lot of water from precipitations into soil moisture. Water flow in soil is particularly complex as it is driven by various processes (gravity, capillarity, osmosis), and because soil hydraulic conductivity greatly varies depending on moisture.

1.2.3 Biotic interactions

Interactions existing among organisms – both negative and positive, such as predation, competition, and facilitation – constitute another driver of ecosystem patterns, through the spatial structuring of populations even when abiotic conditions are homogeneous. In the absence of spatio-temporal variations in abiotic conditions, theoretically the competition between two species over the same resources should result in the exclusion of one species, leading to a homogeneous distribution of the best competitor – a process known as competitive exclusion ([Gause 1934](#)). Yet, there are many exceptions to this process. For example, spatial heterogeneity in soils strongly reduces competitive exclusion among microbial species ([Nunan et al. 2020](#)). Groups of competing species interact in complex ways so that final distributions represent only one among many alternative stable states, especially when several different species can potentially dominate a site. In the end, very small and stochastic changes in the initial conditions determine which species develops on a specific site. Once established, this community may persist for many generations despite minor disturbances. On the other hand, major disturbance events can disrupt the entire system and shift the abundance patterns towards a new configuration that is also stable. Such type of shifting pattern often occurs at the interfaces between two major community types – also called ecotones.

Herbivory also acts as a strong control on vegetation dynamics in most terrestrial ecosystems. In the absence of regular disturbances (natural or human-induced) and under favourable conditions (i.e. temperature, humidity), theoretically the natural dynamics of most terrestrial ecosystems is a transition towards a woody vegetation as a climax state (e.g. forests, woodlands). Therefore, in the absence of herbivores, the landscape is usually dominated by woody vegetation; while when herbivores are predominant, the landscape is usually dominated by grassy or shrubby vegetation. Predation also influences landscapes through its control on the spatial patterns of herbivore (i.e. preys) presence or abundance, which in turn affects vegetation patterns. Predators can affect herbivores directly by consuming them, or indirectly by altering their behaviour – herbivores avoid riskier areas of the landscape, which influences the distribution and/or abundance of forage vegetations. Note that the density of both predators and preys may not be constant over time, therefore creating patchy distribution of populations,

which may have repercussions on ecosystem patterns. In any case, this control exerted by predators may have strong influences down the food chain, a process called trophic cascade (e.g. [Carpenter et al. 1985](#)).

Such dynamics were notably hypothesized following the reintroduction of wolves in Yellowstone National Park (e.g. [Laundré et al. 2001](#)), in which herbivore populations had been implicated in constraining the distribution of woody vegetation (e.g. willow, aspen). Although the evidences of such trophic cascade has been debated since then (e.g. [Kauffman et al. 2010](#); [Kimble et al. 2011](#); [Ripple & Beschta 2012](#); [Beschta & Ripple 2013](#)), there is a consensus that both herbivory and predation jointly affects ecosystem patterns. For this reason, species such as wolves or bison have been described as “keystone species” (e.g. [Knapp et al. 1999](#)), i.e. plant or animal species controlling and structuring the landscape at different scales, and without which the whole ecosystem can shifts to another stable state. Those dynamics of key predators and herbivores are, for instance, at the core of ongoing reflexions about rewilding European landscapes (e.g. [Pereira & Navarro 2015](#); [Fernandez et al. 2020](#)).

In addition, ecosystems may also develop from the activities of organisms that physically create or modify habitat structure – also called “ecosystem engineers” ([Wright & Jones 2006](#)). Earthworms (e.g. [Holdsworth et al. 2007](#)) or beavers are two notable examples of ecosystem engineers. Altering soil and riparian vegetation through the formation of extensive wetland mosaics (i.e. using dams), beaver activity increases landscape heterogeneity. In its absence, the ecosystem is likely to transition to an alternative stable state. Finally, dominant species defining much of the structure of a community – also termed “foundation species” – may be at the root of the fundamental ecosystem processes, therefore providing habitat and locally stable conditions for other species (e.g. [Ellison et al. 2005](#)). This is the case, for instance, of some tree species in forest ecosystems, *sphagnum* mosses in peatlands, or corals along tropical shorelines, whereby their spatial distribution dictates the spatial pattern for the rest of the ecosystem.

1.2.4 Natural disturbances and succession

Disturbance and the subsequent development of vegetation are other key contributors to ecosystem patterns. Disturbance refers to “any relatively discrete event in time that disrupts the structure of an ecosystem, community, or population, and changes resource availability of the physical environment” ([White & Pickett 1985](#)). Examples of disturbances may include storms, floods, fires, avalanches or volcanic eruptions, and are integral to ecological systems, affecting landscapes across a wide range of scales. Disturbances are even key components in some ecological systems, maintaining community structure and ecosystem function ([White 1979](#); [Collins et al. 1998](#)). But most importantly, disturbances produce mosaics of seral stages (Fig.

I.4) that are essential drivers of ecosystem patterns (e.g. [White 1979](#)). For instance, regular fires maintain age mosaics and species composition in ecosystems like boreal forests and prairies, and hurricanes contribute to the maintenance of species diversity and structure in many tropical forests ([Turner & Gardner 2015](#)). Seasonal flooding is also a natural process in many river systems, creating extensive and heterogeneous disturbance patterns, which influences vegetation response in the riverine landscape.

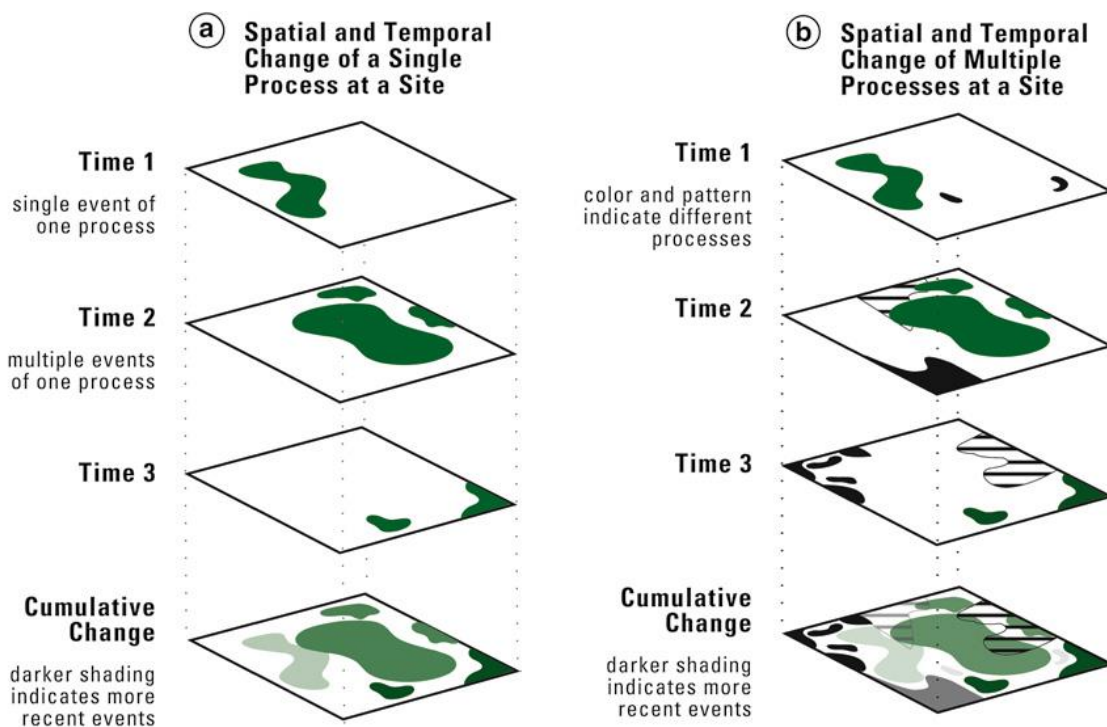


Figure I.4 Diagrams illustrating patch dynamics. (a) Representation of a process that varies in space and time in a hypothetical landscape. Layers represent the site at different points in time, with the patches representing a disturbance impacting different parts of the landscape at each time interval, and the cumulative pattern of the disturbance. Each patch may differ in age, depending on the time it was last disturbed. (b) Representation of multiple processes acting on the same landscape through time and cumulatively. When viewed through time, the landscape looks like a changing patchwork in which patches result from disturbances that differ in frequency, intensity, size, and shape. Figure from [Turner & Gardner \(2015\)](#).

Disturbances do not affect ecosystems uniformly. They create very complex patterns, affecting some areas but not others, resulting in “open spaces” in the landscape, such as gaps in otherwise continuous vegetation, therefore altering levels of resources such as nutrients and light. This process creates a mosaic of disturbed and undisturbed patches that vary in size, shape, severity and arrangement. In turn, secondary succession in the disturbed patches makes this mosaic pattern dynamic. Thus, disturbance dynamics and succession are intertwined in their effects on ecosystem patterns and change ([Turner & Gardner 2015](#)).

I.3 Human impacts on the environmental system: global change

“Forests precede civilizations, and deserts follow them” – wrongly associated to Chateaubriand (Le Bot 2012).

Over the last century, human activities have changed Earth's ecosystems and their services more rapidly and extensively than in any comparable period of human history, conducting to an unprecedented "environmental breakdown" (Laybourn-Langton et al. 2019). While a century ago only 15% of the Earth's surface was modified by the direct effects of human activities (Klein Goldewijk et al. 2011), this proportion has now grown to 87% of the ocean and 77% of the land (Watson et al. 2018). Such human impacts have now created a constellation of planetary scale alterations in the environmental system (e.g. climate, lands, water), simultaneously fragmenting ecosystems and degrading biodiversity (i.e. diversity of all life forms, from ecosystems to species and genes) (e.g. Thomas et al. 2004; Cahill et al. 2013; Huntingford et al. 2013; Moritz & Agudo 2013; Urban 2015; IPBES 2019). This process, known as “global change”, is multi-faceted. Climate change (e.g. IPCC 2021, 2022a); biodiversity loss (e.g. Hallmann et al. 2017; Lister & Garcia 2018; WWF 2018; Sánchez-Bayo & Wyckhuys 2019); pollution (e.g. plastics, chemicals); resource deterioration and depletion (e.g. wood, ore); water cycle alterations; land use and cover change (LUCC) (e.g. Robert 2016) (Fig. I.5); soil erosion; ocean acidification; desertification; are only few among many examples. Only water use, LUCC, and human-induced changes in climate are detailed here.



Figure I.5 Example of deforestation and fragmentation for *Acacia* plantations in Borneo, South-East Asia.

I.3.1 Human water use

To sustain a growing population and continuing socioeconomic development, vast amounts of water are extracted by human societies from surface freshwater and groundwater (GW) resources (Ramankutty & Foley 1998; Ramankutty et al. 2008; Siebert & Döll 2010; Siebert et al. 2010; Konikow 2011; Flörke et al. 2013; Wada et al. 2017). While some studies reported a

global human water use of $\sim 4000 \text{ km}^3 \cdot \text{year}^{-1}$ (against ~ 500 at the beginning of the twentieth century, [Wada et al. 2016, 2017](#)), newest estimates now total $\sim 24000 \text{ km}^3 \cdot \text{year}^{-1}$ ([Abbott et al. 2019](#)). About 70% of this amount is used to sustain agriculture, through irrigation mostly, while the remaining part can be attributed to domestic and industrial sectors ([Falkenmark et al. 1997](#); [Shiklomanov 2000](#); [Vörösmarty et al. 2005](#); [Haddeland et al. 2006](#); [Fischer et al. 2007](#); [Gerten et al. 2007](#); [Rost et al. 2008](#); [Konzmann et al. 2013](#)). The rapidly growing population and rising food demands have caused a drastic six-fold expansion of global irrigated areas since last century ([Siebert et al. 2015](#)). As an example, 11% (i.e. about 2 millions km^2) of global lake areas have already been lost, primarily due to increased water consumption in support of irrigated agriculture in endorheic basins within water-limited regions ([Wine & Laronne 2020](#)).

Therefore, currently surface water resources (more accessible than GW) serve as the main source of such intense human water use. Yet, in many parts of the world, especially in water-scarce regions and/or during short- and long-term droughts, the excessive water demand from irrigation often exceeds the available surface water resources ([Siebert et al. 2010](#); [Wisser et al. 2010](#); [Biemans et al. 2011](#); [Wada et al. 2013b](#); [Haddeland et al. 2014](#)). If such areas cover productive aquifers, GW resources (through pumping) can surpass surface water as the main source for irrigation ([Foster & Chilton 2003](#); [Konikow & Kendy 2005](#); [Aeschbach-Hertig & Gleeson 2012](#); [Wada et al. 2012](#)). As a consequence, it has been estimated that 43% of total global irrigation water was extracted from GW resources ([Siebert et al. 2010](#)). In this respect, GW resources are very important for food security in order to maintain agricultural production ([Döll & Siebert 2002](#); [Siebert & Döll 2010](#)), but they also need to be managed with great care.

Worldwide, many tributaries of major rivers have also experienced constructions of embankments, sluices, and especially, artificial reservoirs, in order to increase water availability, to provide flood control, and to serve as a source of energy or for transportation (e.g. [Liu et al. 2015b, 2016](#); [Habets et al. 2018](#); [Hogeboom et al. 2018](#)). These reservoirs can be of different types: artificial ponds, supplied by (1) pumping groundwater or (2) pumping in the river; (3) hillslope reservoirs, supplied by interception of runoff water in talwegs; (4) diversion reservoirs, supplied by gravity from a river diversion; and (5) dam reservoirs, located on a river ([Carluer et al. 2016](#)). Estimated to exceed 8000 km^3 about a decade ago ([Chao et al. 2008](#); [Lehner et al. 2011](#)), artificial reservoirs' capacity are expected to be even larger nowadays. Apart from hydrological consequences, reservoirs have also large impacts on sediment trapping (e.g. [Yang et al. 2011](#)) and river channel (e.g. [Petts & Gurnell 2005](#)), while affecting water biochemistry through biochemical accumulation (depending on the discontinuity distance) (e.g. [Bergkamp et al. 2000](#)) and degrading biodiversity ([Poff & Zimmerman 2010](#); [Carluer et al. 2016](#)).

I.3.2 Human-driven changes in land use and land cover

The conversion of land is another major component of human modification of the environment (Meyer & Turner 1992; Lambin et al. 2000, 2003). The way in which, and the purposes for which, humans use the land and its resources is classically called “land use” (Meyer 1995). For instance, humans may use lands for harvests of resources, agricultural development, urban construction, or recreation. In contrast, the dominant cover type present on a site (i.e. the biophysical condition of the earth’s surface and immediate subsurface), such as vegetation type (e.g. cropland, forest, grassland), is called “land cover” (Turner et al. 1993, 1995). Although related, a slight distinction exists between these two terms: an area of forest cover may be put to a variety of uses, including logging or recreation. Finally, all those ways in which human use of the land has varied through time is called LUC (e.g. deforestation, agriculturalization; urbanization, wetland drainage).

Since prehistoric time, thousands of years ago (e.g. Delcourt & Delcourt 1991), humans have had a major role in affecting land cover, and their past effects contribute to present-day ecosystem patterns worldwide (Ellis et al. 2021). The transition from a nomadic forager lifestyle to a more sedentary agricultural way of life (e.g. Valla 2018), which included processes of deforestation and conversion of land to pasture or crop cultivation, caused a major shift in patterns of land use. According to Delcourt (1987), this ancient human influence may be characterized into five main types: (1) Humans changed the relative abundances of plants, especially the dominance structure in forest communities; (2) Humans extended or truncated the distributional ranges of plant species (woody and herbaceous); (3) Opportunities were created for the invasion of weedy species into disturbed areas; (4) The nutrient status of soils was altered through both depletion and fertilization; and (5) The landscape mosaic was altered, especially the distribution of forest and non-forest. Considering this strong interrelation between human society and its living space, what we perceive today as a “natural landscape” is usually, in fact, the product of human alterations that date back over several centuries. For instance, increasing evidences suggested long-term human activities across even the most intact forests worldwide, therefore questioning the notion of pristine rainforests (Denevan 1992; Van Gemerden et al. 2003; Willis et al. 2004; Clement et al. 2015; Levis et al. 2017).

Although location, timing, and rates of transition differ, the transformation of natural ecosystems by human activities worldwide has been described as following a predictable sequence called the land use transition (Fig. I.6, Foley et al. 2005). Agriculturalization has quantitatively been the most intensive LUC in human history, transforming natural landscapes to a cultural mosaic. Nowadays, areas dedicated to agriculture and animal grazing cover more than 40% of the Earth’s ice-free lands (Foley et al. 2005; Crist et al. 2017; Watson et al. 2018), and the

terrestrial biosphere is now mostly anthropogenic (Ellis et al. 2010). After agriculturalization, urbanization is also a major LUC affecting ecosystem patterns. Although land area covered by cities represents a small percentage of the global land surface, nowadays urban areas host more than half of the world's population (Wu 2008) and account for a very large share of global resource use. Note that these categories are not mutually exclusive, as in some cases deforestation or wetlands drainage may be considered one aspect of urbanization or agriculturalization (e.g. conversion of forests or wetlands to urban or agricultural land use).

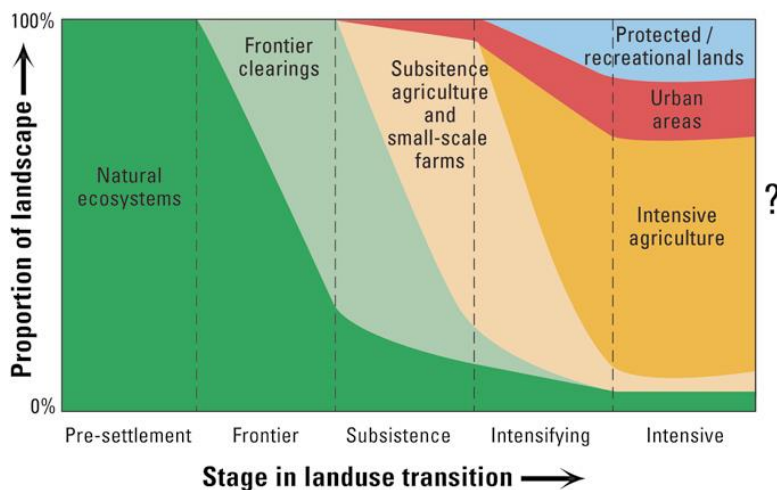


Figure I.6 Stages in the land use transition are observed in a given region over time. Land use regimes vary from pre-settlement natural vegetation, to frontier clearing, subsistence agriculture, and then more intensive agriculture, urban lands, and protected areas. Figure from Turner & Gardner (2015).

Worldwide, landscapes have been transformed into mosaics of natural and human-influenced patches, and once-continuous natural habitats are becoming increasingly fragmented (Turner & Gardner 2015). For this reason, LUC is also the first driver of biodiversity loss (IPBES 2019). In addition, LUC may trigger ecological responses causing indirect consequences on ecosystem patterns. For instance, habitat fragmentation may trigger forced migrations of native plant and animal species which, in turn, could alter biotic interactions (e.g. competition, predation, herbivory) at a broader scale. LUC can also be responsible for serious alterations in disturbance regimes. As an example, urbanization, and its corresponding impervious surfaces, can increase runoff from heavy rainfall events, resulting in more frequent and severe floods.

Finally, LUC can also affect global climate through changes in absorption or emission of greenhouse gas (GHG) and impacts on photosynthetic activities (Houghton 2010; Trancoso et al. 2017; IPCC 2019). In particular, while already hosting a significant proportion of global biodiversity (Gaston 2000; Myers et al. 2000), forest ecosystems constitute major carbon sinks by capturing and sequestering atmospheric carbon (Clark 2002; Pan et al. 2011). Yet, replacing

these ecosystems by annually harvested croplands or pasture for livestock grazing greatly reduces the carbon sink they provide (Field et al. 2007). In fact, according to recent estimations by Global Forest Watch Climate, tropical forest loss currently accounts for 8% of the world's annual GHG emissions, which is even more than the emissions from the whole European Union (Gibbs et al. 2018). Unfortunately, a recent study suggests that the benefits from this carbon sink might be declining, which would have significant consequences on the future of Earth's climate (Hubau et al. 2020). Therefore, when releasing a recent report, the International Panel on Climate Change (IPCC) was unequivocal about this question: "Our planet's future climate is inextricably tied to the future of its forests" (IPCC 2018).

I.3.3 Human-induced changes in climate

Human activities have also led to approximately 1.1 °C of global warming (in 2011-2020 compared to 1850-1900) due to (1) continuously increasing GHG emissions (e.g. Molina et al. 2014) – mostly from fossil fuel combustion (Hansen et al. 2013), industry processes and agricultural production (Ripple et al. 2014) – and (2) rapid changes in land use and cover (Pielke 2005). Without reduction of these emissions, current projections predict drastic changes in the global climate, including (1) changing temperature and precipitation patterns, (2) shifting frequencies and intensities of extreme weather events (e.g. droughts, heatwaves, storms, floods), (3) altered patterns of weather systems (e.g. El Niño, monsoon) and (4) sea-level rises (IPCC 2021, 2022a), among others. These changes are expected, as soon as 2030, to lead to climates not experienced on Earth since the Pliocene, 3 million years ago (Burke et al. 2018), which is likely to profoundly affect the whole biosphere, modifying environmental conditions required to support local ecosystems.

A growing number and variety of studies reported that changes in temperature and water availability have already been responsible of detectable shifts in species distributions, with many species shifting northward and upward (e.g. Parmesan & Yohe 2003; Thomas 2010; Chen et al. 2011; Crimmins et al. 2011). Note that these observed shifts were attributed not only to the direct effects of changing climatic conditions, but also to indirect effects associated with modifications in biotic interaction patterns (e.g. predation, herbivory, competition) (Thomas 2010). Thus, climate change is very likely to further trigger shifts in the type, distribution, structure and services of ecosystems around the globe (e.g. Blois et al. 2013; Moritz & Agudo 2013). Moreover, the location and extent of critical habitat areas, such as wetlands, are expected to decline in size and may locally disappear in some places (e.g. Johnson et al. 2005). As a consequence, current high rates of biodiversity loss are expected to accelerate even more in the next decades (Thomas et al. 2004; Cahill et al. 2013; Huntingford et al. 2013; Moritz & Agudo 2013; Urban 2015).

In addition, considering that past changes in climate have altered disturbance regimes, such scenario is also to be expected in the context of climate change. For instance, the interaction of different disturbance types, such as drought and fires, is already affecting large areas of forest worldwide (Turner & Gardner 2015). In this context, climate change is likely to alter the severity, frequency, and extent of disturbances (Littell et al. 2010; Iverson et al. 2011) which will, in turn, produce immediate and long-lasting shifts in ecosystems (Bonan 2008; Turner 2010). More detailed effects of climate change on ecosystems are presented in Chapter II.

I.4 Environmental feedbacks to Human System

The environmental system supports human activities both as a source of inputs (e.g. material, energy) and as a sink to process and absorb outputs (e.g. pollution, waste). Often neglected are also the ecosystem services that supply human system (e.g. soil fertility, nutrients, air and water provision and purification, pollination, atmosphere regulation), whereby, beside its intrinsic value, Nature is also essential for supporting human life (Ehrlich & Ehrlich 2013; Díaz et al. 2018). Under this view, unlike some economic theories would like to believe, infinite growth is impossible on a planet with finite space, resources and absorption capacities (e.g. Jacques et al. 2023). In the context of sustainability, an important concept to take into account is the Earth's capacity, also called carrying capacity, i.e. the limit beyond which the resources of a given environment cannot maintain over the long term (Daly & Farley 2003). Such concept of carrying capacity has been used for a long time already in ecological models of population dynamics (e.g. the K factor in the logistic growth curve, Verhulst 1838, 1845). However, applying such approach to human population has been relatively controversial. Strong beliefs, such as the immensity of Earth's resources, the infinite human intelligence and technological progresses, or the absolute necessity of growth, led to the assumption that ecological forces controlling all natural populations do not affect humans anymore (Fressoz & Bonneuil 2017).

Yet, every year an attempt is done through the Earth Overshoot Day, a calculated illustrative calendar date on which human's resource consumption for a year exceeds Earth's capacity to regenerate those resources that year. Note that in 2022 this date was reached on July 28th (against December 29th in 1970). Although such approach has been criticized, empirical evidences regarding resource depletion and environmental pollution clearly support that human system has already grown far beyond the Earth's carrying capacity. Such assessment is further supported by the planetary boundaries framework (Rockström et al. 2009; Steffen et al. 2015; Wang-Erlandsson et al. 2022), which aims at demarcating a safe operating space for humanity based on environmental system dynamics. The framework identifies and quantifies planetary boundaries to human pressure on nine biophysical systems and processes that regulate the

state and resilience of the environmental system (Fig. 1.7). In the latest publication, humanity had exceeded the boundaries of six systems at the global scale (Richardson et al. 2023).

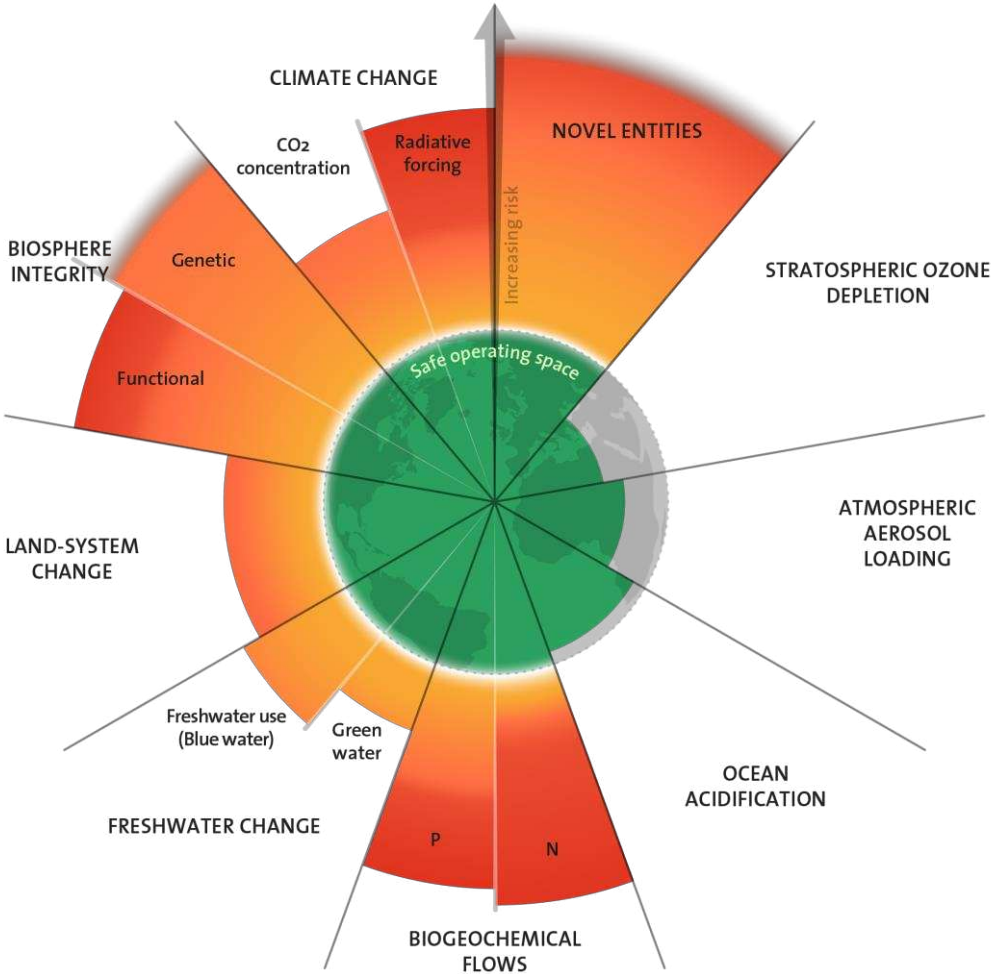


Figure 1.7 Status of the control variables within the nine planetary boundaries. Figure from Stockholm Resilience Centre, based on analysis in Richardson et al. (2023).

For sure, the consumption of resources and the production of wastes and emissions beyond the rate that Nature can replenish and absorb overshoot the carrying capacity of a given system. So far, our modern societies have been able to grow far beyond the carrying capacity of the environmental system by using non-renewable resources such as fossil fuels and fossil water. However, indefinitely overshooting this carrying capacity potentially leads to unsustainable trajectories in the future, running the risk of a collapse (Motesharrei et al. 2016). Such collapses in population are common in natural ecosystems, as observed for a long time in ecological studies, but can also occur in human societies. There is now some evidence about past local and regional civilizations that have collapsed due to an over-exploitation of resources followed by the inability to feed individuals (e.g. Tainter 1988; Weiss et al. 1993; Weiss & Bradley 2001; Diamond 2005; Downey et al. 2016) – although in the case of Easter Island, recent studies challenged these conclusions (e.g. Rull et al. 2013; Di Napoli et al. 2020). In any

case, no matter the underlying cause of environmental change, the failure to recognize over-exploitation of resources in a changing environment has likely led to the demise of several civilizations (Henderson & Loreau 2018). Such collapse may also occur in today's societies (e.g. Meadows et al. 1972; Motesharrei et al. 2014), with the difference that due to globalization the implications may be potentially even greater.

Therefore in the end, any alterations in the environmental system may have, in turn, important feedback effects on human societies. Those may include geographic and economic displacement, forced migration, increased inequalities, destruction of infrastructures, nutritional sustenance, fertility, mortality, conflicts and spread diseases or other human health consequences (e.g. McLeman & Smit 2006; Reuveny 2007; Guzmán et al. 2009; Ruth & Ibarrarán 2009; Abel & Sander 2014; Mueller et al. 2014; Abel et al. 2019; WWF 2020). For instance, extreme weather events (e.g. storms, heatwaves, fires, droughts and floods) observed within the last years already significantly impacted human health, economy, infrastructure, water, food and security (e.g. USGCRP 2018). A recent study also showed that, under a business-as-usual scenario, by 2070 one third of the global population is projected to live in areas experiencing mean annual temperatures >29 °C currently found in only 0.8% of the Earth's land surface, in the Sahara mostly (Xu et al. 2020). In other words, over the coming 50 years, up to 3 billion people may be left outside the climate conditions that have served humanity well over the past thousands of years. Climate change has already raised concerns for the sustainability of water supplies for human consumption (Vörösmarty et al. 2000) and threatens agricultural production (e.g. Lobell et al. 2008; Fedoroff et al. 2010; Wheeler & von Braun 2013), especially for regions where shortages currently exist. It may also amplify human-wildlife conflicts, which may not only accelerate wildlife decline but also put livelihoods and industrial economies at risks (Abrahms et al. 2023).

But climate change alone is not the only issue. It will act as an additive pressure on a planet already highly impacted by other aspects of global change. In this context, a recent report from the United Nation stated that "if the degradation of the natural environment and the unsustainable pressure on global water resources continue at current rates, 45% of global Gross Domestic Product and 40% of global grain production will be at risk by 2050" (WWAP 2019). The continuous decline of biodiversity and Nature's contributions also seriously endangers economies, the security of the world's food supplies, and the livelihoods of millions of people (IPBES 2018; FAO 2019). In the light of the recent COVID-19 pandemic, the emergence of infectious diseases may also be another consequence of the loss of Nature on human societies (Jones et al. 2008; Morand 2016; WWF 2020). In any case, all these impacts stress the vulnerability of the human system to these cumulative hazards in the future (e.g. Mora et al. 2018).

I.5 Drivers of human impacts on the environmental system

“The real problem of humanity is the following: We have Paleolithic emotions, medieval institutions and godlike technology. And it is terrifically dangerous, and it is now approaching a point of crisis overall.” — Edward O. Wilson.

Identifying the drivers of human impacts on the environmental system is a complex process, as they arise from interactions of factors involved at different scales (from local to global). Yet, all factors responsible for global change may be linked to one major driver: the excessive and growing human consumption. According to some literature, total human consumption, and its corresponding impacts on the environment, is the product of population, affluence (i.e. lifestyle, per capita consumption) and technology (cf. IPAT Equation, [Ehrlich and Holdren 1971, 1972](#); [Chertow 2000](#)). But cultural heritage, governance structure, policies and institutions, economic context, or social attitudes are also other factors driving changes ([Shove 2010](#)). Sometimes, local factors act as a predominant driver, so that changes observed at larger scale may be the result of the sum of local changes. On the other hand, when changes occurring at local scale are similar, it is likely that they are driven by factors involved at a larger scale (e.g. politic, economic). In addition, these factors also vary depending on the human impact that is considered. For instance, drivers of urban expansion may be slightly different than drivers of agriculturalization. In this context, a sample of these interacting factors is presented here.

I.5.1 Population, affluence and technology

Population growth is one of the most “obvious” factors explaining human impacts on the environmental system. The human population, which remained under 5 millions for over 90% of human history and took hundreds of thousands of years to reach 1 billion, around 1830, reached the second billion around 1930 and has now exceeded 8 billion (Fig. I.8). Therefore, in less than a century (i.e. within a single lifetime), 6 billion more humans were added, quadrupling the world population. The peak in rate of population growth occurred in the 1960s and has been decreasing since (i.e. about 2.1% against less than 1.1% currently). However, because of the larger population, this decrease has not significantly reduced the absolute number added annually, i.e. about 82 million people ([United Nations 2019](#)). For this reason, and contrary to popular belief, these trends still continue and the current projections from the [United Nations \(2022\)](#) predict, as a median scenario, a population of 9.7 billion by 2050 and 10.4 billion by 2100. As a consequence, providing resources and lands for such a large number of people has inevitably led to significant environmental impacts (e.g. [Crist et al. 2017](#); [Maja & Ayano 2021](#); [Cafaro et al. 2022](#)).

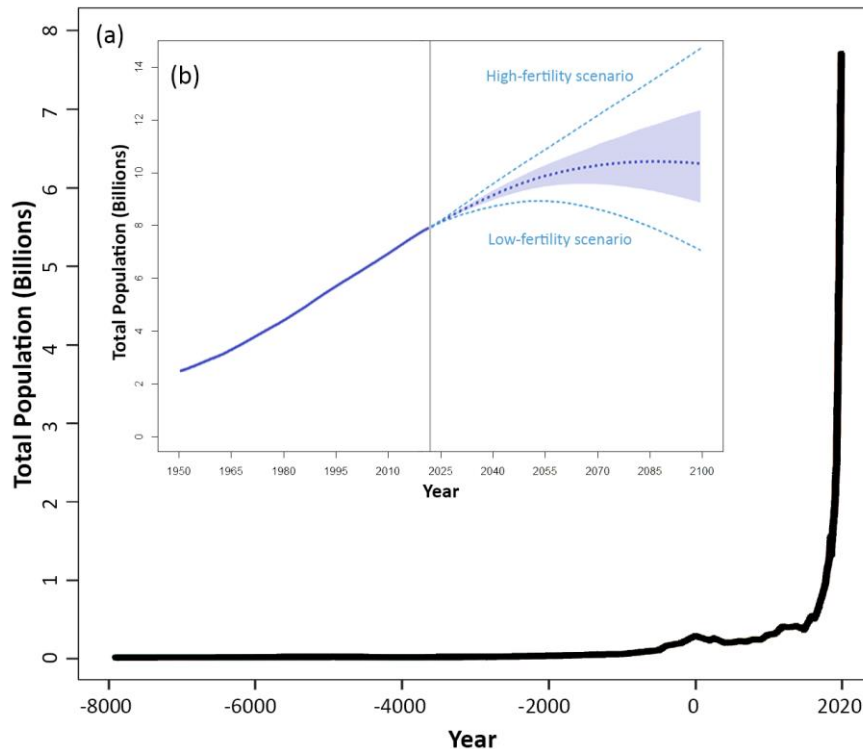


Figure I.8 (a) The global human population over the last 10,000 years, adapted from [Nekola et al. \(2013\)](#). (b) The world population from 1950 to 2022 and projections from 2022 to 2100 based on the United Nations median scenario with 95% confidence interval, and high- and low-fertility scenarios ([United Nations 2022](#)).

On the other hand, the impacts from this growth in human population also needs to be contrasted with the growth in affluence per capita, which has followed a similar pattern, but with the acceleration of growth occurring even more recently and with a much more unequal distribution between humans (e.g. [Wiedmann et al. 2020](#)). Indeed, the bottom half of the world population currently owns less than 1% of global wealth ([Global Wealth Report 2018](#)). As such, human environmental impacts must be considered within the context of the large global economic inequalities, whereby current levels of resource extraction and throughput mostly support a minority of the population with high living standards ([Motesharrei et al. 2016](#)).

As an example, it has been estimated that the top 10% of the population (in terms of affluence) produces almost as much total GHG emissions as the bottom 90% combined ([Lawrence et al. 2013](#); [Chancel & Piketty 2017](#); [Hubacek et al. 2017](#); [Chancel 2022](#)). Although the method used to measure emissions in these studies is arguable (e.g. in France, they estimated that 50% of the population has a carbon footprint under 5T per year, which seems very unrealistic), it allows replacing resource-use inequalities into perspective. A study also estimated that the average per capita material and energy used in developed countries is higher than in developing countries by a factor of 5 to 10 ([Krausmann et al. 2008](#)). Ongoing global obesity epidemic, which is partly related to increasing wealth, is also responsible for increasing food demand and

has significant implications for both human health and global change (e.g. [An et al. 2018](#)). Under this view, societies around the world have contributed differently and unequally to pressures on the environmental system and will have varied capabilities to alter future trajectories ([Malm & Hornborg 2014](#)). And for this reason, among others, linking environmental problems with population growth has remained quite controversial in national and international debates (e.g. [Merchant 2021](#)).

Furthermore, it has been estimated that feeding nearly 10 billion people by 2050 could be possible without further LUC (e.g. [Searchinger et al. 2019](#)). But such study did not seem to take into account the fact that, even without further LUC, humans – one among Earth's millions of species – already appropriated a significant portion of the Earth's surface ([Watson et al. 2018](#); [IPCC 2019](#); [Jacobson et al. 2019](#); [Riggio et al. 2020](#)). Empirical records demonstrate the need of preserving healthy ecosystems to prevent further environmental degradations ([Bonan 2008](#); [Malhi et al. 2008](#); [IPCC 2018](#)). While roughly 15% of the terrestrial surface is currently protected ([UNEP-WCMC et al. 2018](#)), there is a momentum to dramatically raise protected area targets towards 50% in order to ensure the preservation of biodiversity ([Wilson 2016](#); [Cafaro et al. 2017](#); [Dinerstein et al. 2017](#)). In this context, would feeding 10 billion people be possible while giving back sufficient amount of suitable habitat for other species? The answer to this question may not be that simple, especially if also considering the impact of climate change, which will further exacerbate shifts in ecosystems.

It is undeniable that excessive consumption, whether in developed or developing nations (there are also rich individuals in developing nations, as well as poor individuals in developed nations), is a major cause of human environmental impacts. Yet, does it mean this is the only factor? And should population growth be left aside completely? Debunking in detail arguments regarding a supposed “non-effect” (or “limited effect”) of population growth on both environmental and human systems is not the objective here. Besides, this topic has already been treated in numerous studies (e.g. [Meffe 1994](#); [Potts 2009](#); [Mora 2014](#); [Kopnina & Washington 2016](#); [Crist et al. 2017](#); [Mehring et al. 2020](#); [Maja & Ayano 2021](#); [Beebee 2022](#); [Cafaro et al. 2022](#); [Tamburino et al. 2023](#)). In addition, it seems that the debate rather focused on whether smaller human population should be considered as a solution to environmental degradation, while there has been a repeated consensus in identifying both population growth and economic growth as the main drivers (e.g. [Ripple et al. 2017, 2019](#); [IPBES 2019](#); [IPCC 2022b](#)).

For instance, part of the debate around the population question still arises from the assumption that population is used to scapegoat responsibility from the excessive consumption of rich populations (e.g. [Hughes et al. 2023](#)). It is undeniable that the size of the human population is

not the only factor impacting the environmental system, and any argument in favour of such statement is fallacious. But regarding the extent of environmental degradations, there are no good reasons to keep focusing only on one side of the coin. Such argument refer to the dichotomy classically established between developed and developing nations, whereby population concerns are seen as only a developing world issue and overconsumption as only a developed world problem. Yet, it is necessary to move beyond such prevailing binary approach, as both unsustainable population and excessive consumption are part of the equation (as discussed in [Ganivet 2020](#)), whether in developing or in developed nations (at different degrees obviously).

A first reason is that even with a (necessary) reduction in per capita use of resources in developed nations, population growth (from both natural increase and immigration) in these countries will remain a major driver of future increases in resource use and emissions ([Motesharrei et al. 2016](#); [Tamburino et al. 2023](#)). Contrary to popular believes, population growth does not only concern very poor countries, as many wealthy countries, such as the USA, Canada, Switzerland, Sweden, France or Australia, are also projected to grow in population ([United Nations 2022](#)). In addition, even in absence of population growth at national scale, local increase of population caused by migration within a country (e.g. hyper concentration in cities or coastal areas, tourism) is a major driver of local environment degradation and resource depletion, such as freshwater or lands (e.g. [Colsaet et al. 2018](#)). These migrations may be driven by different factors, such as socio-economic, socio-politic, environmental, or touristic. Yet, whatever its cause, an increasing population raises concerns regarding how many people a given territory can carry (e.g. regarding freshwater supply, housing) and how geographically distributed can be the population within this given space (e.g. densely populated cities vs. depopulated rural areas). This also questions the dependence of populations to important supply chains.

A second reason is that the reduction of inequalities (everywhere) and the development of poor countries should be a priority, as all humans deserve equal opportunities for well-being, health and basic necessities. However, it would already require a 2 to 5 time increase in global resource use and waste production to bring developing countries to the average levels of developed countries today ([Krausmann et al. 2008](#)). Obviously, finding a new balance is also required, through a reduction of consumption within population with high living standards to the advantage of an increase in consumption within poorer populations. But considering the growth in population expected in those countries ([United Nations 2022](#)), the (necessary) increases in lifestyle are very likely to further exacerbated global resource use and waste production. The recent rapid rise in per capita resource use and emissions in China shows this is a potential future path for the rest of the developing world.

In addition, it seems that part of the debate also arises because authors look at the problem from different angles. First, it depends on which impact of global change authors are interested in. Recently, it seems that the debate, at least in general public, mostly focused on the role of population growth on climate change (e.g. [Pont 2022](#)). But as mentioned above, global GHG emissions are particularly driven by affluent populations, therefore making the population factor (mostly occurring in poor countries) likely not the primary driver in this case. On the other hand, human impacts on the environmental system are not restricted to GHG emissions only, and population remains a critical factor when looking at other aspects of global change (e.g. LUCC, freshwater depletion, biodiversity loss) (e.g. [Crist et al. 2017](#); [Colsaet et al. 2018](#); [Maja & Ayano 2021](#); [Beebee 2022](#); [Cafaro et al. 2022](#)). Therefore it becomes even more critical when looking at the problems not separately but from a global perspective, considering all of its impacts on both environmental and human systems together.

Second, it also depends on which time scale the authors are looking at. Because of a relatively long life expectancy, the evolution of human population occurs over long time scales. For instance, the combination of current low mortality rates with a high number of young people (born when fertility rates were higher), that are now of an age to start their family, will inevitably lead to a global population increase in the next 30 years, even with low fertility rates (e.g. [Bradshaw & Brook 2014](#)). In this context, for authors looking at objectives in near future (e.g. until 2050), such as regarding GHG emissions reduction (e.g. to reach carbon neutrality) or biodiversity protection (e.g. to reach net-zero land-take), it is clear that acceptable (i.e. non-coercive and respectful of human rights) measures regarding population are not going to have a significant rapid impact on such time horizon. In other word, unlike consumption reduction, human population reduction is not a quick fix to environmental problems ([Bradshaw & Brook 2014](#)). Thus, apart from increasing mortality conducting to the death of billions of people (which is obviously not something desirable), we have to find ways to live in a world of 8 to 10 billion people, and at this stage this necessarily requires drastic and immediate changes in consumption patterns.

On the other hand, over the long-term, transitioning towards lower fertility rates could lead to a difference of several billion fewer people by 2100 (6 against 14 billion people in low and high fertility scenarios respectively, [United Nations 2022](#)). Obviously over such long time range there is no certainty that projected population growth will occur, especially when considering potential feedbacks to human system (e.g. [Meadows et al. 1972](#); [Lafuite 2017](#)). In addition, it is not certain that 6 billion people could be more sustainable than 14 billion people if everybody consume like an average American. But for sure, the impact from 6 billion people would be much lower than 14 billion people at equivalent per capita consumption, and environmental problems would become easier to solve. The environmental benefits would also need to be

contrasted by the social consequences of such demographic transition and the challenges of an ageing population (e.g. [Bricker & Ibbitson 2019](#)). In any case, population and consumption are two factors that cannot be fully decoupled, and current reluctance to recognize the role of either of them is likely to undermine the chance of achieving sustainability over the long term. Ongoing social-ecological problems partly stems from ignoring warnings raised more than fifty years ago already (e.g. [Ehrlich 1968](#); [Meadows et al. 1972](#)), it may be time to move on and not waste decades again.

Finally, the relative coupled impacts from both population and per capita consumption also need to be contrasted by technological uses. Over the years, many innovative solutions and improvements in technologies have been developed worldwide in order to improve efficiency in resource use and reduce human impacts on the environmental system. Such innovations could be illustrated through advances in renewable energies and agriculture, among others, which have been promoted for addressing human environmental impacts from food and energy production. Under this view, modernization (the advance of scientific knowledge, globalization, and new patterns of technological change in industry and in consumption), rather than being the key driver of environmental degradation, may be among the more potent solution to environmental problems ([Benton et al. 2002](#)). Such view seems to remain the predominant paradigm in today's societies.

Yet, although potential improvements in technologies should not be underemphasized, such escape forward is already questioned (e.g. [Parrique et al. 2019](#)) as there might be widespread misunderstandings regarding the effects of technological innovation on resource use and emissions ([Motesharrei et al. 2016](#)). While some innovations may increase resource-use efficiency (e.g. efficiency technologies), some others raise the scale of resource extraction and per capita resource consumption. In addition, even technological improvements in resource use have often been compensated for by increasing per capita consumption associated with the “Rebund Effect” ([Greening et al. 2000](#); [Polimeni et al. 2008](#); [Smil 2008](#); [Ruth 2009](#)), a process also known as the “Jevons Paradox” ([Jevons 1866](#); [Alcott 2005](#); [Sorrell 2009](#); [Alcott et al. 2012](#)). As a consequence, the empirical records show that, despite tremendous technological innovations, so far the net effect has been a continuous increase of per capita resource use, waste generation and emissions ([Motesharrei et al. 2016](#)), with global human-made mass now exceeding all living biomass ([Elhacham et al. 2020](#)).

In the same way, current race for the development of so-called “green” technologies tend to underemphasize their consequences in terms of mineral resource use and environmental degradation (e.g. [Kirsch 2010](#)). For instance, it has been estimated that the required quantity of metals to extract and produce during the next thirty years would exceed the cumulated quantity

produced since the beginning of humanity (Vidal 2017, 2020). Sonter et al. (2020) already warned that “mining threats to biodiversity will increase as more mines target materials for renewable energy production and, without strategic planning, these new threats to biodiversity may surpass those averted by climate change mitigation”. In this context, improvements in technology would add to environmental sustainability problems rather than being a solution. Actually in last decades, technology has not enabled any economy-wide decoupling between economic outcomes and environmental impacts (e.g. Vadén et al. 2020). Therefore, technological innovation should be treated with great care when considering it as a solution to environmental sustainability problems. The question is not only whether technology can help solve environmental problems, but also what policies and measures are required to develop the right technologies, adopt them in time, for an appropriate use (e.g. Bigo 2020). In the end, finding a right balance between population, per capita consumption and technology may allow reaching long-term objective of sustainability, while providing decent living conditions to all (e.g. O’Neill et al. 2018; Millward-Hopkins 2020; Callegari & Stoknes 2023).

I.5.2 Economic context

In his thesis, Parrique (2019) described economy as “the beating heart” of ongoing global change. At the core of everything else, the economy has become the apex social system ruling over all others (e.g. Dulong 1996). Under its anthropological sense, the economy can be defined as “a social domain that emphasizes the practices, discourses, and material expressions associated with the production, use and management of resources” (James 2015). In other words, the economic domain is a social domain of human practices and transactions. It is a result of a set of processes involving, as main factors, its history, value, culture, social organization, political structure, education, technological evolution, legal system, natural resource endowment and geography. Interestingly, economy etymologically arises from the Greek’s word *oikonomia*, which stands for “household management”. Considering that the “household” (i.e. environmental system) is experiencing an ongoing collapse, it may seem judicious to seriously question the current “management”. In other words, what is the point of current economic system if it fails to deliver on its promises while jeopardising hospitable conditions for life on Earth?

Many economic systems have been used by human societies over history. Nowadays, one prevails over all others in our globalized societies: Capitalism. This peculiar system only values constant economic growth and endless consumerism, and includes specific features such as a cult of productivity, an extractivist relationship with Nature, for-profit entrepreneurship, general-purpose money, private property of the means of production, wage-labour, and a generalised longing for commodities. Yet, in a world with finite space and resources, by definition the very

nature of such growth economy is problematic (e.g. [Jacques et al. 2023](#)) and its (constantly increasing) scale turns a small problem into a global catastrophe (e.g. for biodiversity, [Otero et al. 2020](#); [IPBES 2022](#)).

This economic system also relies on international exchanges at global scale. Since the dawn of civilisation, trade has been the cornerstone of human societies' development, and for most of human history its impact was relatively limited. However, over the last century, international and globalized trade reached such a scale that it generates a tremendous amount of GHG emissions and pollutions. Nowadays, goods and products travel thousands of kilometres before they are purchased by customers. This allowed population in some region to grow far beyond local food and water carrying capacities, making them completely dependent on external supplies. As a consequence, the interdependence that has been created between countries makes them completely non-resilient to any disturbance in the supply chain (e.g. pandemic, war, climate hazard).

On the other hand, Capitalism is not the only model to blame, as other past economic systems have not necessarily avoided environmental degradations. For instance, environment has also been significantly degraded during the Communist Period (e.g. [Shabad 1979](#); [Scrieciu & Stringer 2008](#)), as illustrated through the drying of the Aral Sea, which mostly resulted from the expansion of irrigation that has drained its two tributary rivers (e.g. [Micklin 2007](#)). Communist governments generally embraced the Marxist ideology on natural resources (further altered to fit the Stalinist and post-Stalinist ideology), which advocated that the environment had no intrinsic value but to serve human needs ([Mazurski 1991](#)). Environmental and resource degradation were of no major concern; on the contrary, Communism mostly regarded industrialism as a driver of abundance and wellbeing ([Scrieciu & Stringer 2008](#)).

In this context, new approaches may be required in order to address humanity's sustainability problems. As [Parrique \(2019\)](#) noted, "time has come to stop trying to predict the future of the economy and start inventing the economy of the future". To this purpose, several alternative economic systems are being invented worldwide. Among others, we can mention systems such as the circular economy (e.g. [Stahel 2016](#)), the blue economy (e.g. [Pauli 2010](#)), the symbiotic economy (e.g. [Garcia-Olivares & Solé 2015](#); [Delannoy 2017](#)) or the degrowth economy (e.g. [Parrique 2019](#)). Making economic systems more sustainable may also call for modifications in the global financial system, especially how the money is created (e.g. [Laborde 2017](#)), as well as in international trade system, transitioning to more local productions. For sure, there is no perfect solution regarding global economies, but "before being able to make a radically different choice, we must first understand that what type of economy we have is itself a choice" ([Parrique 2019](#)).

I.5.3 Social and cultural factors

Social and cultural factors also strongly influence population growth and consumption patterns (e.g. [Turner & Götmark 2023](#)), and therefore human environmental impacts, by driving individual preferences regarding many sectors (e.g. housing, food, transport). Our level of requirement, as well as what many societies now consider as “normal” (e.g. long-distance travels, over-consumption of products), have significantly increased over the past decades. But even within equivalent incomes and living standards, environmental impacts may differ, depending on the preference of the population and cultural differences. For instance, this can be illustrated by the difference in per capita use and emissions observed between Europe and the USA, while living conditions are equivalent. Even within a European context, it has also been reported that people belonging to different social groups tended to have different preferences, for instance regarding housing (e.g. [Reckien et al. 2011](#); [Reckien & Luedeke 2014](#)).

In addition, part of human impacts on the environmental system is also driven by societies' worldviews. Indeed, independently of economic systems, the predominant worldview in recent human societies – anthropocentrism – only sees Nature as a resource for human use ([Crist 2012](#)). Under such worldview, humans can build society without worrying about natural limits, as summarised in French Enlightenment philosopher Condorcet's comment that “we have good reasons for believing that Nature has set no limits to our hopes” ([Lively 1966](#)). Yet, other worldviews are possible, such as ecocentrism or deep ecology, under which all natural entities (i.e. humans and non-humans, ecosystems and ecosystem processes) are understood to have intrinsic value and worthy of respect ([Batavia & Nelson 2017](#); [Washington 2018](#)). Therefore, changing the way we see Nature is probably a key pathway to address human impacts on the environmental system ([Washington et al. 2017](#)).

Under this view, environmental sustainability challenges also call for fostering behavioural transitions. Such changes likely need to begin from the overall social process and not isolated individuals, as the former logically precedes the latter ([Sutton 2004](#)). In the end, the inability to change perceptions and habits is thought to be responsible for the collapse of several civilizations ([Henderson & Loreau 2018](#)). These cultural failures are linked to social and economic organization in societies that limit opportunities through myopic views ([Diamond 2005](#)). Alternatively, the ability to change behaviours can reduce the risks of collapse.

I.5.4 Policy and institutional factors

I.5.4.1 Governance and institutions

Governance refers to the process of making and enforcing decision within an organized society (e.g. [Bevir 2012](#)). In this case, it refers to organization and decision-making processes within institutions which affect almost all human activities. Several types of governance exist around the world, especially regarding natural resource management. It can involve very hierarchical decision-making processes, or more participatory processes. As an example, over the last few decades, to answer the problem of water scarcity, countries such as Australia or the USA decided to include water in the markets as a financial product that can be traded as oil or gas (e.g. [Bjornlund 2003](#); [Wheeler et al. 2013](#)). However, although putting a price on water according to its rarity may seem a good idea, it can be questioned whether this is compatible with any long-term objective of sustainability, as market economies usually only care about short-term profits. In addition, access to water is recognized by the United Nations as human rights and is included in the seventeen Sustainable Development Goals. Therefore, providing water only to the people that can afford it may pose serious challenges to any objective of inequality reductions. Instead, other countries decided to classify water as a common good.

I.5.4.2 Regulations

Human activities are also driven by a legislative and regulatory framework which prescribe or proscribe conduct and change preferences in society. For instance, regulations may include limits on environmental pollution, food and drug safety, or labour. Regulations may also be adopted towards reducing as much as possible further construction-related environmental degradation. Urban planning policies in particular have an important incidence on lifestyles (e.g. housing, mobility, hobbies and consumption) and on social interactions through urban designs and public spaces and equipments (e.g. [The Shift Project 2020](#)). Such regulation could also call for stopping further land-take (e.g. the net-zero land-take by 2050 objective written in the “Climat et resilience” 2021 French Law).

I.5.4.3 Incentives

Incentives, such as taxes, subsidies, and public spending, are other levers for behavioural changes (e.g. [Gneezy et al. 2011](#)), acting at different scales (e.g. individual, company, or society). In France for instance, subsidies have been a major driver of change in agricultural practices. Subsidies for transport can also increase urban sprawl, such as public spending on highways and car subsidies (e.g. [Colsaet et al. 2018](#)). As a consequence, in most cities over 70% of the urban areas are dedicated to transportation and particularly to cars (e.g. roads, parking), which has strong consequences regarding LUCG and urban designs. Instead,

incentives could be allowed towards redesigning cities to reduce the distances to works, schools, and stores, among others. Incentives are also used to develop new mobilities, such as walking, biking, using public transports (e.g. train, bus, metro, and tram), or transitioning towards more environmental-friendly vehicles (e.g. lighter and electrically powered vehicles).

I.6 Conclusion

“Earth system dynamics are equally governed by two kinds of internal processes: those operating in the physical, chemical, and biological systems of the planet, and those occurring in its human societies, their cultures and economies” (Donges 2020). On the other hand, the environmental system is also essential for humans, as well as for all other species, providing key function and services necessary for the maintenance of Life as we know it. As the French writer Romain Gary once said: “In a world where there is only space for humans, there might be no space, even for humans”. Therefore, the history of global change is the history of the increasing planetary-scale entanglement of these two domains (Fig. I.9). In the light of this complexity, there is a need for breaking down barriers towards new collaborations between natural and social scientists, in order to develop interdisciplinary approaches in research, technology development, modelling and policy making. Dealing with complexity may also call for the development of method using mediators able to connect most parts of the environmental system with the human system. To this end, water may offer promising opportunities connecting climate, ecosystems, and society (Fig. I.9), which will be explored in the next chapter.

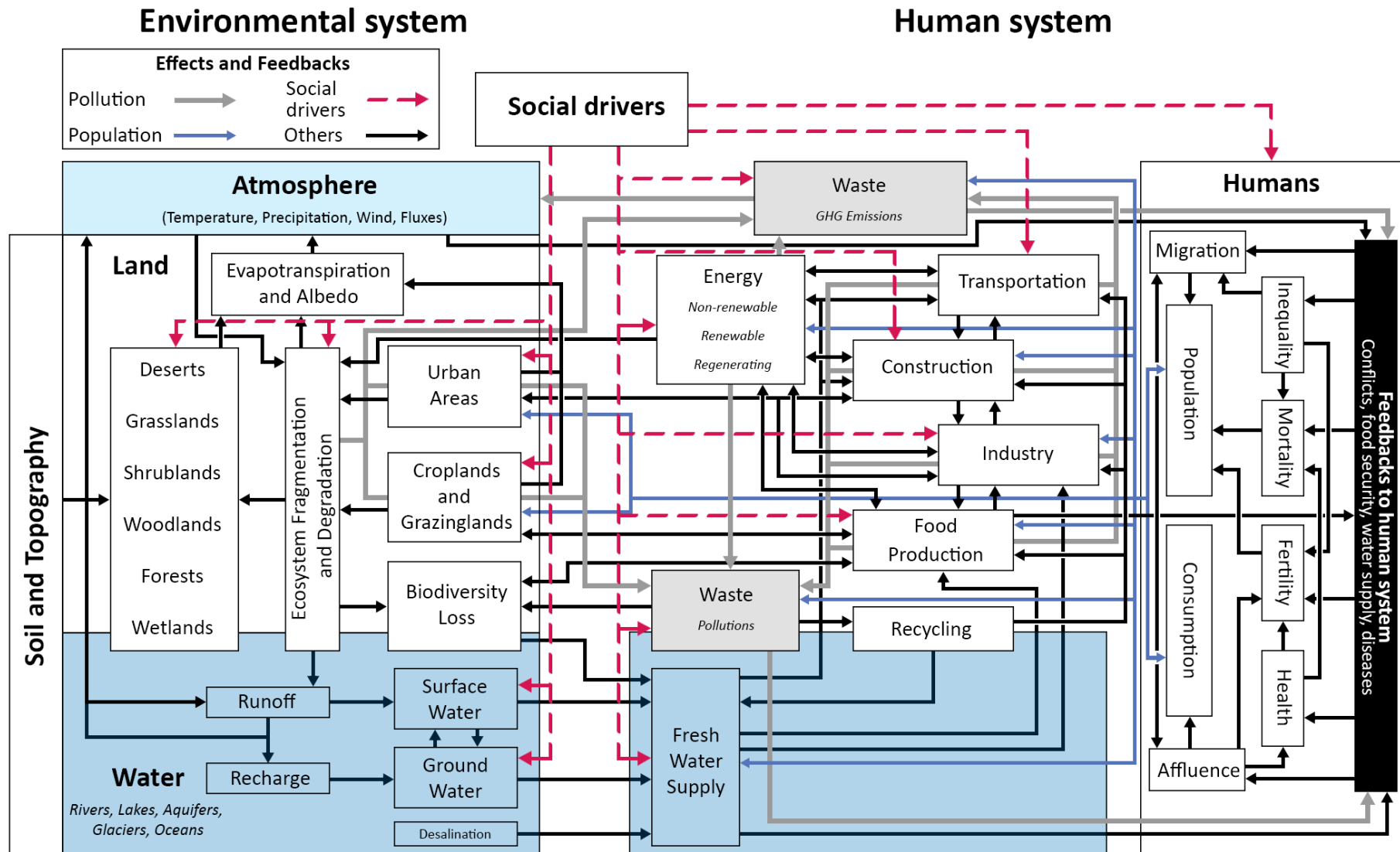


Figure I.9 Schematic of a human-environment coupled system with drivers and feedbacks. Social and cultural drivers, as well as policy and institutions are also represented as “Social drivers”. Figure adapted from [Motesharrei et al. \(2016\)](#).

CHAPITRE II

L'EAU : UN MARQUEUR DES CHANGEMENTS GLOBAUX, À L'INTERFACE ENTRE CLIMAT, ÉCOSYSTÈMES ET ACTIVITÉS HUMAINES

Résumé

« La crise écologique nous fait prendre conscience de l'interdépendance de toutes choses (...) comme tout est interconnecté, il n'y a pas d'arrière-plan défini et par conséquent pas de premier plan défini » (Morton 2010). Ce constat, rejoignant la conclusion du chapitre précédent, appelle ainsi à adopter « une posture intellectuelle qui privilégie le flux et la réciprocité pour sortir d'une aporie cause/conséquence qui se heurte à la complexité des phénomènes » (De Godoy Leski 2021). Gérer une telle complexité pourrait notamment nécessiter l'utilisation d'objets intermédiaires permettant de connecter une majeure partie des éléments du système entre eux. Dans ce but, une approche basée sur l'eau pourrait être une possibilité, permettant de faire le lien entre climat, écosystèmes et activités humaines. Ce chapitre vise ainsi à faire un état des lieux des interactions complexes entre processus hydrologiques et écosystèmes dans un contexte de changements globaux, avec une attention particulière sur les eaux souterraines. Plus particulièrement, une première partie explore les impacts des activités humaines sur les processus hydrologiques à travers plusieurs exemples : (1) les prélèvements d'eau ; (2) les aménagements hydrauliques ; (3) les changements d'occupation et d'usage des sols ; et (4) le changement climatique. Une seconde partie passe ensuite en revue la dépendance des écosystèmes aux processus hydrologiques, à travers les exemples séparés des écosystèmes aquatiques puis terrestres. Cette partie explore notamment les interconnexions existantes entre eaux souterraines et écosystèmes en surface. Enfin, une troisième partie tente de décrire comment les modifications du cycle de l'eau, sous l'effet des changements globaux, risquent d'impacter les écosystèmes à l'avenir. Il en ressort que prédire les réponses écosystémiques aux changements globaux est sujet à de grandes incertitudes, bien que de nombreuses hypothèses puissent être formulées. Dans tous les cas, cette synthèse confirme que l'eau fait partie intégrante d'une grande partie des éléments des systèmes anthropiques et naturels. Aussi, une approche basée sur l'eau permet de faire le lien entre l'ensemble des différents compartiments de ce système socio-écologique complexe, tout en offrant une certaine simplification, à travers l'utilisation d'un objet unique.

CHAPTER II

WATER: AN INDICATOR OF GLOBAL CHANGE AT THE INTERFACE BETWEEN CLIMATE, ECOSYSTEMS AND HUMAN ACTIVITIES

Abstract

“The ecological crisis makes us aware of how interdependent everything is (...) since everything is interconnected, there is no definite background and therefore no definite foreground” (Morton 2010). This statement, consistent with the conclusions from previous chapter, call for adopting an intellectual posture which favour the flux and reciprocity in order to escape a cause/consequence aporia which collides with the complexity of phenomenon. Dealing with such complexity may require using intermediate objects allowing connecting most elements of the system together. To this end, an approach based on water may offer very good opportunities, allowing connecting climate, ecosystems and human activities. In that context, this chapter aims at providing a state-of-the-art review of the complex interactions between hydrological processes and ecosystems under human-induced changes in climate and land/water uses, with a special focus on GW resources. A first part describes the functioning of hydrological processes and how they are impacted by accelerating human alterations of land, water and climate systems. A second part reviews the reliance of ecosystems to hydrological processes and especially to GW resources. This chapter especially focuses on the interactions between surface ecosystems and groundwater. A third part discusses how human-induced changes in hydrological processes are likely to affect these ecosystems in the future. It emerged that predicting ecosystem response to global change is subjected to great uncertainties, although numerous hypotheses can be formulated. In any case, this review confirmed that water is a fully integrated element of both environmental and human systems. Therefore, an approach based on water allow connecting the compartment of this complex social-ecological system, while offering a simplification through the use of a single intermediate object.

II.1 Introduction

In the light of the rapid, broad-scale, and profound environmental changes happening around us (i.e. global change), there is a critical need for indicators able to represent the interconnections between climate, ecosystems and human activities. An approach based on water may offer very good opportunities, allowing connecting all these parties. Indeed, water is both a key component of ecosystems and a key vector, transporting solutes and energy into primary producers and then into the whole trophic network. Several recent studies have underlined the strong coupling between water and carbon cycles ([Gentine et al. 2019](#)), in which water availability might be a dominant driver of ecological systems over temperature at local and inter-annual time scales ([Jung et al. 2017](#)).

While the surface components of continental waters, such as rivers and lakes, are a very familiar part of our landscapes, the vast majority of continental water resources resides and flows in the subsurface and is thus generally inaccessible to direct observation. Yet, except for frozen water in ice and glaciers, groundwater (GW) is the world's largest accessible liquid freshwater storage, comprising over 97% of all freshwater available for life on Earth ([Griebler et al. 2001](#)). GW is also of considerable importance within the hydrological cycle ([Taylor et al. 2013](#)), sustaining rivers and other groundwater-dependent ecosystems (GDEs) (e.g. wetlands) during periods of drought (e.g. [Giordano 2009](#); [Andermann et al. 2012](#)). Finally, GW offers regulation for many ecosystems with a dependency on seasonal water supply (e.g. wet grasslands and mesic woodlands) especially in climates with an intra- and inter-annual variability in precipitations. But since the last century, GW has lowered in large parts of the world due to its increasing use for human consumption and irrigation ([Wada et al. 2010](#); [Treidel et al. 2012](#)). Considering that many GW resources are non-renewable on meaningful time scales for both natural ecosystems and human societies, their regional depletion is already recognised as a global-scale problem ([Konikow & Kendy 2005](#)).

The conversion of land to support large changes in population structure, economic growth, social practices ([Shove 2010](#)) and lifestyles, is another major component of human modification of the environment ([Meyer & Turner 1992](#); [Lambin et al. 2003](#)). For centuries and even millennia, natural landscapes have been modified in order to meet human societies' needs for food, water and other natural resources ([Pongratz et al. 2008](#)). For instance, more than half of species-rich wetlands have been drained worldwide over the past century, mostly to be converted to agriculture production ([Meyer & Turner 1992](#)). These changes, both to land cover and land use, have significantly impacted hydrological processes (e.g. [Legesse et al. 2003](#); [Claussen et al. 2004](#); [De Fries & Eshleman 2004](#); [Eshleman 2004](#); [Calder 2005](#)). Additionally, predicted human-induced changes in the global climate are expected to exacerbate these

concerns in many parts of the world, by reducing precipitation and increasing evapotranspiration (ET) [i.e. evaporation from soil, surface water and plant surfaces, and transpiration of water by plants], both of which will reduce recharge and possibly increase GW withdrawal rates (Treidel et al. 2012). Such combination of human activities has now created a constellation of water crises that threaten billions of people and many ecosystems worldwide (Famiglietti 2014; Mekonnen & Hoekstra 2016; Creed et al. 2017; Falkenmark et al. 2019; Abbott et al. 2019).

Increasing awareness of the importance of wetlands and other GDEs has led to emphasis being placed on a better understanding of GW-ecosystem interactions (Kløve et al. 2011a, 2011b). Yet, the extent to which ecosystems depend on GW variation, and hence might be potentially affected by a disconnection with the water table, is largely unknown. There is growing concern that increased reliance on GW for human activities will have detrimental and potentially irreversible impacts on the flora, fauna and ecosystems that must have access to GW (Murray et al. 2003; Chen et al. 2006; Elmore et al. 2006; Kløve et al. 2014). Issues related to the resilience of ecosystems to global change are therefore inseparable from water resources and the GW component. Under climate change perspective, predicting how ecosystems will respond and adapt remain as a daunting challenge. While efforts have been successful in defining the structure of ecosystems and monitoring change, the intricate dynamical interactions between climate, water cycle, land cover and ecosystems remain uncertain.

In that context, this chapter aims at providing a state-of-the-art review of the complex interactions between hydrological processes and ecosystems under human-induced changes in climate and land/water uses, with a special focus on GW resources. A first part describes the functioning of hydrological processes and how they are impacted by accelerating human alterations of land, water and climate systems. A second part reviews the reliance of ecosystems to hydrological processes and especially to GW resources. This review especially focus on GDEs, which include lakes, rivers, springs, estuaries, as well as wetlands, forests, shrublands and all other terrestrial vegetation that require access to GW to meet all or some of their water requirements (Eamus & Froend 2006; Eamus et al. 2006b; Brown et al. 2011; Aldous & Bach 2014; Mendes et al. 2016). Note that subterranean ecosystems (e.g. cave streams, submerged caves, wet passages and aquifers in karst, Nevill et al. 2010), also described as GDEs, were not included in this review (i.e. only surface ecosystems). A third part discusses how human-induced changes in hydrological processes are likely to affect these ecosystems in the future. In the end, the aim of this chapter is to justify the use of water as an indicator of global change.

II.2 Human-driven modifications in hydrological processes

The question of how hydrological processes are changing under accelerating human alterations of the environment has been a topic of great concern and debate in the face of global water crises (e.g. [Alley et al. 2002](#); [Gleeson et al. 2012](#); [Scanlon et al. 2012](#); [Fan et al. 2013](#); [Famiglietti 2014](#); [Van Loon et al. 2016](#); [Felfelani et al. 2017](#)). Currently, human activities alter hydrological processes in various but interrelated ways and at various scales (from watershed to globe) ([Oki and Kanae 2006](#); [Hoekstra & Chapagain 2007](#); [Hanasaki et al. 2008a, b](#); [Wada et al. 2014](#)). First, humans appropriate water through (1) direct water withdrawals (blue water use), (2) use of soil moisture for livestock, crop and forestry (green water use), and (3) use of water to absorb pollution (grey water use) ([Heathwaite 2010](#); [Hoekstra & Mekonnen 2012](#); [Rockström et al. 2012](#); [Schyns et al. 2019](#)). Second, about three-quarters of the Earth's ice-free land surface is modified by the direct effects of human activities ([Watson et al. 2018](#)), mostly through deforestation, agriculturalization and wetland destruction ([Ellis et al. 2010](#)), which alters precipitation, river discharge, GW recharge and ET at continental scale ([Boers et al. 2017](#); [Wang-Erlandsson et al. 2018](#); [Falkenmark et al. 2019](#)). Third, human-induced changes in climate are disrupting patterns of water flows and storage at local to global scales ([Durack et al. 2012](#); [Haddeland et al. 2014](#); [Huang et al. 2016](#)).

II.2.1 Water withdrawals

Water withdrawals, linked to different uses (e.g. domestic demand, industry, agriculture), can happen in either surface-water (e.g. rivers, lakes, seas) or GW resources. But unlike surface-water withdrawals, which immediately affect streamflow, the effect of GW pumping on streams can be significantly delayed, of the order of months to decades ([De Graaf et al. 2019](#)). The effects of withdrawals on GW levels and streamflow have already been well described (e.g. [Leake et al. 2010](#); [Barlow and Leake 2012](#); [Konikow & Leake 2014](#); [Wada et al. 2014](#); [De Graaf et al. 2017](#)). They vary widely depending on GW-surface water regime ([De Graaf et al. 2019](#)), as well as pumping intensity (rate/frequency, seasonal or long term) and distance to streams (e.g. Fig. II.1, [Gleeson & Richter 2018](#)).

As long as GW extraction is smaller than GW recharge (Fig. II.1.b), only GW discharge to surface water (base flow) is reduced ([Lo et al. 2008](#)), resulting in decreased low flows during dry season. When pumping continues, GW body and stream are still connected but GW discharge is reversed and the drop in GW levels is constrained by infiltration from river (Fig. II.1.c). Ultimately, extracting GW at rates that exceed recharge from rain and rivers, over extensive areas and/or prolonged periods, leads to a disconnection between GW body and stream (Fig. II.1.d), and to significant losses of GW levels (called GW depletion, [Rodell et al. 2009](#); [Konikow 2011](#); [Aeschbach-Hertig & Gleeson 2012](#); [Taylor et al. 2013](#); [Wada et al. 2014](#);

Wada 2016). In such case, GW is no longer an active part of the current hydrological processes and becomes a non-renewable source of water supply, unable to sustain streamflow during the dry periods (Wada 2016).

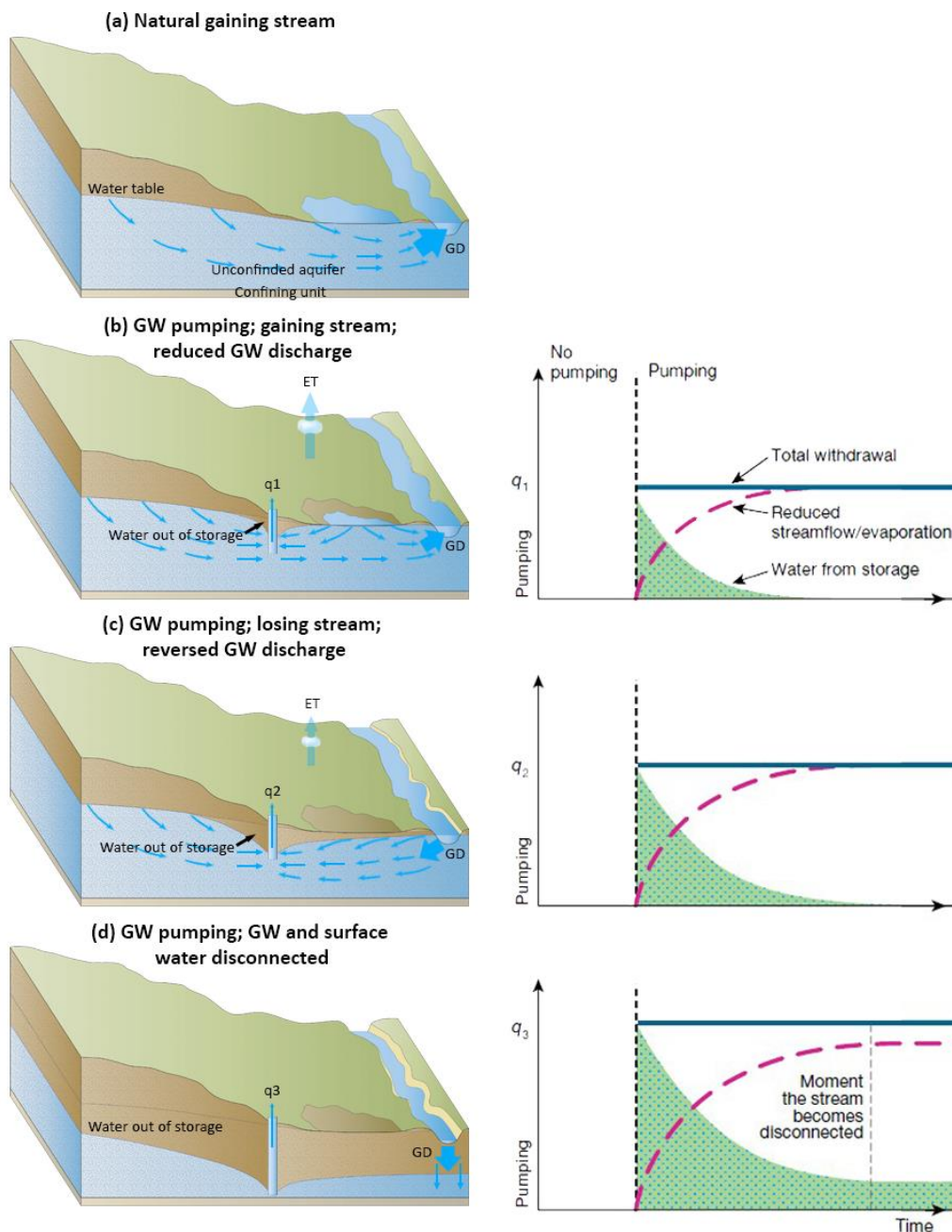


Figure II.1 Effect of withdrawals on GW discharge (GD) and GW storage change. (a) A natural gaining stream. (b) Left, limited pumping rate (q_1), reducing GW discharge. At first, GW is taken out of storage. Right, eventually a new equilibrium is reached where all pumped water comes from reduced GW discharge and evaporation. (c) Left, higher pumping rates (q_2), reversing GW discharge. Right, more GW is taken out of storage, but again a new equilibrium is reached. (d) Left, even more intense pumping rates (q_3), leading to a disconnection of the GW and surface water systems. Surface water infiltration reaches a maximum, independent of GW depth. Right, GW is persistently taken out of storage leading to a continuous lowering of

the water table at a faster rate if pumping rates are higher than surface water infiltration and diffuse recharge over the depression cone. ET: evapotranspiration. Figure adapted from [De Graaf et al. \(2019\)](#).

II.2.2 Construction of hydraulic projects

Worldwide, many embankments, canals, sluices, and especially artificial reservoirs have been constructed in order to increase water availability for human activities, to provide flood control, and to serve as a source of energy or for transportation ([Liu et al. 2015b, 2016](#)). Those reservoirs, whether small or large, have significantly impacted hydrological processes, by affecting the natural water cycle that would occur without them (e.g. [Wu et al. 2017](#); [Habets et al. 2018](#); [Hogeboom et al. 2018](#); [Dong et al. 2019b](#)).

In particular, the construction of reservoirs has been shown to have significant impacts on surface runoff and ET processes, therefore modifying the response of hydrological droughts [i.e. deficit in streamflow and GW levels] to meteorological droughts [i.e. deficit in precipitations] (e.g. [Mo 2011](#); [Van Loon et al. 2016](#); [Wu 2020](#)), including trend changes, decadal frequency changes, and periodic changes (e.g. [Wu et al. 2016](#)). For instance, several study reported that the construction of upstream dams and reservoir management had been responsible for an increase in frequency, duration and severity of hydrological droughts in the downstream regions (e.g. [López-Moreno et al. 2009](#); [Wen et al. 2011](#); [Al-Faraj & Scholz 2014](#); [Zhang et al. 2015](#); [Leitman et al. 2016](#)). Especially, it has been shown that the propagation process from meteorological to hydrological drought was shortened (e.g. [Wu et al. 2017](#)), although this effect was also variable depending on reservoir regulation (e.g. [López-Moreno et al. 2013](#); [Lorenzo-Lacruz et al. 2013](#)).

It can be noted that most studies to date have rather focused on large reservoirs than small reservoirs (e.g. farm dams) ([Christensen & Lettenmaier 2006](#); [Habets et al. 2018](#)), considering that the latter has a minor effect on hydrologic cycle. Yet, in the light of the astonishing number and the scatter distribution of small reservoirs, several studies reported that their cumulative effect should not be neglected (e.g. [Deitch et al. 2013](#); [Habets et al. 2018](#); [Dong et al. 2019b](#)).

Most existing studies report that a set of small reservoirs can lead to (1) a reduction (up to 45%) in flood peaks (e.g. [Frickel 1972](#); [Galea et al. 2005](#); [Nathan & Lowe 2012](#); [Thompson 2012](#); [Ayalew et al. 2017](#)), particularly considering that some reservoirs are aimed at retaining storm water (e.g. [Fennessey et al. 2001](#); [Del Giudice et al. 2014](#)), and (2) a decrease in low flows, with a large variability (0.3 to 60%) (e.g. [Neal et al. 2000](#); [O'Connor 2001](#); [Hughes & Mantel 2010](#); [Nathan & Lowe 2012](#); [Thompson 2012](#)), as water stored can also be used to sustain low flow (e.g. [Thomas et al. 2011](#)). The cumulative impacts from reservoir networks can

vary among watersheds due to a large number of factors: (1) the reservoir characteristics; (2) the hydrological processes occurring in each reservoir; (3) the reservoir network geometry; (4) the connection of each reservoir to the stream (e.g. hillslope reservoir vs. reservoir in diversion); and (5) the water management (e.g. abstraction rate and timing, water uptakes from and releases to the river) (Habets et al. 2018). In the end, at the annual scale, it has been estimated that small reservoirs decreased mean stream discharge approximately by 13.4% (\pm 8%) (Habets et al. 2018).

II.2.3 Human-driven changes in land use and land cover

Changes both to land cover and land use have significantly impacted hydrological processes, altering the water balance of vegetation and soil, and affecting hydrological components such as ET, infiltration, interception, surface runoff and GW recharge (Falkenmark et al. 1999; Niehoff et al. 2002; Tong & Chen 2002; Costa et al. 2003; Warburton et al., 2012). For example, it is commonly recognized that forests act both as “pump” through increased ET and as “sponges” through increased soil moisture retention (Bruijnzeel 2004; Arancibia 2013). Therefore, forested watersheds usually exhibit lower streamflows than those dominated by other types of land cover (e.g. Rouquet 2012), making them very important for flood control. But converting forested lands to other land cover results in reduction in both leaf areas and root depths, which reduce interception capacity and ET. In addition, due to the presence of abundant organic matter within the upper layers, forest soils are characterized by relatively high infiltration capacities. Under these conditions, deforestation, and the subsequent degradation of forest soils, is often associated with surface runoff increase (Guzha et al. 2015; Nóbrega et al. 2017), which generally results in a significant increase in annual water yield at watershed scales (e.g. Bosch & Hewlett 1982; Brown et al. 2005b). Note that afforestation is usually described as having the exactly reversed hydrological responses (e.g. Jackson et al. 2005; Hayhoe et al. 2011; Dias et al. 2015).

Consequently, conversions to agricultural and urban land covers often leads to (1) decreases in ET due to vegetation loss (Eshleman 2004); (2) decreases in soil infiltration capacities due to reduced perviousness; (3) increases in surface runoff due to soil sealing and drainage systems (Costa et al. 2003; Farley et al. 2005; Lambert et al. 2018); (4) increases in flood peaks; (5) declines in water quality from discharges of pollutants (e.g. sanitary wastes, pesticides, fertilisers) to local streams and rivers (Traas et al. 2004; Agouridis et al. 2005; Brodie & Mitchell 2005; Mehaffey et al. 2005; Olson et al. 2005; Moss 2008); and (6) reductions in dry season low flows due to reduced GW recharge and base flow (Bruijnzeel 1988, 2004; Arancibia 2013; Ogden et al. 2013; Liu et al. 2015a). Yet, despite abundant research in the literature, the extent to which changes in land cover affect hydrological processes remains highly variable

(Eshleman 2004; Guzha et al. 2018). For example, while studies generally report a decrease in low flows with forest cover loss, some others reported contrary results (e.g. Eisenbies et al. 2007; Githui et al. 2009). Such results suggest that despite a reduction in ET from forest loss, satisfying soil infiltration properties are maintained. Therefore, the degree of soil disturbances, particularly the use of soil conservation practices, may finally determine part of the hydrological response (Liu et al. 2015a).

Agricultural lands may also highly differ in their hydrological effects, depending on the type of vegetation cover (e.g. grassland, wheat, corn) and agricultural practices (e.g. irrigation, ploughing, use of phytosanitary products). For instance, pastoral farming land use can lead to the development of “Bocage”, which is characterized by a mosaic of mixed pasture and woodland surrounded by narrow low ridges and banks surmounted by hedgerows. These structures, and especially the presence of hedgerows, redirect surface fluxes and stimulate their infiltration, due to increased permeability in the neighbourhood (higher concentration of organic matter and porosity from former root system), therefore extending transfer time within the watershed which stimulates GW recharge and reduces flood peaks (e.g. Mérot et al. 1995; Viaud 2004; Ghazavi et al. 2008). In contrast, land consolidation has proven to affect runoff production and flooding at different scales (e.g. Bronstert et al. 1995).

For this reason, Eshleman (2004) asserted that the hydrological consequences of LUCC may not be generalized as they depend upon a host of different factors, including the degree of modification of the natural land cover (e.g. method of deforestation, Beschta 1998); the intensity of the change (e.g. extent of forest removal, type of agriculture, Bosch & Hewlett 1982); the rate and type of vegetation recovering (i.e. impacting ET, Federer and Lash 1978; Swank et al. 1988); the climatic conditions, especially the temporal distribution and magnitude of rainfall (e.g. Chow 1964; Bosch & Hewlett 1982; Whitehead & Robinson 1993); and the hydrogeology and watershed physical properties, such as soil and aquifer type, slope, depth, porosity or hydraulic conductivity (Likens et al. 1978; Bi et al. 2014; Liu et al. 2015a). Additionally, the interaction of LUCC with water balance varies greatly in space and time, as water flows both laterally (through rivers, aquifers, hillslopes and soils) and vertically (e.g. ET), which can lead to time-lagged hydrological responses to changes in land cover.

Another critical aspect is also the tight coupling between climate and land cover through water, whereby LUCC affects biophysical surface fluxes and, as a result, can impact the climate at a range of spatial and temporal scales (Pielke et al. 2002; Bonan 2008; Malhi et al. 2008; Pielke et al. 2011; Mahmood et al. 2014; Salazar et al. 2016; Dong et al. 2019a). LUCC can alter the surface albedo (the fraction of solar radiation that is reflected), as well as ET processes and partitioning of sensible, latent and ground heat fluxes influencing surface temperatures and

precipitations (Pielke et al. 2007). LUCG also modifies vegetative height and density which affect the roughness of the land surface, thereby influencing the mixing of air in the boundary layer and surface temperature (Foley et al. 2003). As a consequence, LUCG such as forest loss and degradation has important implications for climate on regional scales up to thousands of kilometres downwind (e.g. Andrich & Imberger 2013; Debortoli et al. 2016; Ellison et al. 2017; Creed et al. 2019), and can lead to as much as 30% reduced rainfalls in some regions (Lawrence & Vandecar 2015; Spracklen & Garcia-Carreras 2015). Forest loss would therefore alter what is called the “biotic pump” of atmospheric moisture (e.g. Makarieva & Gorshkov 2007, 2010) and the intensity of “tropospheric rivers” (e.g. Newell et al. 1992), which can trigger cascading climatic effects at continental scale.

In addition, LUCG such as agriculturalization can increase soil moisture through intensive irrigation, thereby turning moisture-limited areas to energy-limited areas, which can ultimately enhance ET and modify climate (Ozdogan et al. 2010). Some studies in the High Plains (USA) reported that rising GW-fed irrigation over the last century increased downwind (to as far as Indiana and over the Midwest) regional precipitation by 15-30 % during the month of July (De Angelis et al. 2010; Kustu et al. 2011). Thus, intensive GW irrigation causes a local streamflow decrease in the High Plains, but an increase in streamflow in the Midwest linked to the enhanced July precipitation (Kustu et al. 2010, 2011). Similar shifts in ET and regional precipitation have also been observed in other parts of the world and related to intensive GW-fed irrigation (e.g. Puma & Cook 2010; Taylor et al. 2013). For these reasons, a recent publication from the UN Environment Program asserted that we need to “work with plants, soils and water to cool the climate and rehydrate Earth’s landscapes” (Schwarzer 2021). Under this view, climate change mitigations not only calls for GHG emissions reduction but also for changes in LUCG patterns, in order to take into account the role they play in altering the hydrological cycle.

II.2.4 Human-induced changes in climate

Human-induced changes in climate alter hydrological processes both directly and indirectly. First, the observed and projected changes in climate patterns are going to increase mean annual temperatures while altering precipitation regimes (i.e. amounts, forms and seasonal patterns: longer droughts interspersed with more frequent and intense rainfall events) at various spatial and temporal scales (IPCC 2012, 2021, 2022a; Hao et al. 2018). This will greatly affect streamflows, through alterations in surface runoff, ET and snowmelt rates (Patterson et al. 2013; Berghuijs et al. 2014). Yet, these changes are likely to impact hydrological processes differently depending on the spatial and temporal scales. As an example, annual average river runoff might increase by 10-40% at higher latitudes (i.e. raising

concerns about changes in flood patterns), and may decrease by 10-30% in dry regions (Milly et al. 2005). Latest results suggest that decreasing snow cover and snowmelt, resulting from warmer temperatures, have led to decreasing floods in eastern Europe; increasing evaporation and decreasing precipitation have led to decreasing floods in southern Europe; and increasing autumn and winter rainfall has resulted in increasing floods in northwestern Europe (Blöschl et al. 2019).

Distribution, amount and timing of precipitations, ET rates and snowmelt characteristics are also factors that directly influence GW recharge (Kløve et al. 2014). Therefore, changes in climate are also expected to affect GW through oscillating changes in the timing and magnitude of recharge (e.g. Gurdak et al. 2007; Anderson & Emanuel 2008; Holman et al. 2009; Hiscock et al. 2012; Kløve et al. 2014), with a shift in seasonal and annual GW levels (Jyrkama & Sykes 2007; Okkonen & Kløve 2010; Liu 2011; Venencio & Garcia 2011; Perez-Valdivia et al. 2012). While, in the absence of temperature changes, a 15% reduction in precipitation could result in a 40-50% decrease in GW recharge (Sandström 1995), larger recharge reductions can be expected under climate change due to increases in ET (Gao et al. 2016). For this reason, the predicted changes in GW recharge may be even greater than changes in precipitation (Ng et al. 2010).

However, spatiotemporal changes in GW recharge are expected to vary differently among regions. For example, in semi-arid regions, only heavy rainfall events result in GW recharge, whereas in humid regions an increase in heavy rainfall events can reduce recharge rates because most water may be lost through surface runoff (Kløve et al. 2014). In the same way, southern Europe is expected to have less recharge overall and become more water stressed than at present, while northern Europe may experience increased winter rainfall and recharge but during a shorter period of time, followed by drier summer with limited or no recharge (Hiscock et al. 2012). In any case, it is likely that the signals seen in recharge are also seen in GW levels, but as aquifers differ in size, the response to the input signal variability will be more evident in smaller aquifers (Kløve et al. 2014). Changes in climatic conditions are also likely to have more effects on small and unconfined (especially surficial and shallow) aquifers than larger and confined (i.e. deeper) aquifers (Sophocleous, 2002; Lee et al., 2006). Moreover, the relatively long residence time of GW is likely to delay, attenuate and disperse the effects of climate change on aquifers (Chen et al. 2004; Gurdak 2008; Havril et al. 2018).

Second, changes in climate are also likely to indirectly add further pressures on hydrological processes through human responses to changing environmental conditions. For instance, under a warmer climate, crop yields are expected to decrease in many regions of the globe (Turner & Gardner 2015). In response, humans are likely to further increase the amount of

agricultural lands to supply food and water extraction for irrigation and human consumption (Wada et al. 2013a, b; Haddeland et al. 2014; Schewe et al. 2014). A global analysis of the effects of climate change on irrigation demand suggested that two thirds of the irrigated area in 1995 will be subjected to increased water requirements for irrigation by 2070 (Döll 2002). Such intensive irrigation (especially from GW resources) is expected to have substantial effects on hydrological processes.

Even in the absence of agricultural land expansion, changes in climatic conditions are expected to cause significant shifts in agricultural practices and geographical locations where specific crops may be grown, therefore modifying the structure of existing agricultural landscapes (Turner & Gardner 2015). Winegrapes are a particularly good example of crop-dependant vulnerabilities (e.g. Hayhoe et al. 2004), with their production expected to decrease drastically in some regions (Hannah et al. 2013). As climate conditions change, humans are likely going to shift vineyards towards more moderate climates at higher elevations or latitudes. This example may also hold true in forestry, whereby in order to ensure future harvest resources, humans are likely to artificially introduce species from southern latitudes, more adapted to drier conditions, therefore modifying the composition and structure of forest ecosystems (e.g. France 3 2020). Thus, all these indirect effects of climate change through changes in land/water uses may be even greater than its direct effects (Taylor et al. 2013). Also, while less sensitive to the direct effects of climate change, confined and deeper aquifers (i.e. non-renewable GW) are more vulnerable to the indirect effects of increased human abstraction to meet current water requirements (Wada et al. 2012) and future water demand under a changing climate (Treidel et al. 2012).

In the end, water use, LUC and climate change also affect hydrological processes with a range of interactions, whereby hydrological responses to climate change may be amplified or suppressed under different land/water-uses. For instance, urbanisation can increase human water consumption (Taylor & Tindimugaya 2012), with subsequent effects on surface and GW resources, while afforestation can increase GW recharge (Chaves et al. 2012), which can mitigate some effects of climate change. Changes in hydrological processes from climate and LUC may also affect both surface and GW quality. For instance, LUC driven by changes in climate (warming climate and relative increased pest pressures) may influence pesticide leaching into streams and GW (Bloomfield et al. 2006; Noyes et al. 2009). Reduced GW recharge and increased extraction for human activities can also further exacerbate GW depletion, subsequently increasing the risk of contamination (e.g. from sea water intrusion in coastal aquifers, Werner et al. 2013). Stream pollution can also be enhanced by increased flood, while reduced low flows can lead to increased concentration of pollutants (e.g. wastewater effluents, Hrdinka et al. 2012).

II.3 Ecosystems' reliance to hydrological processes

Main constituent of the Earth's hydrosphere, water is also one of the most essential elements sustaining Life. As such, although water is the most abundant molecule on the Earth's surface, freshwater availability is the factor that most strongly restricts the productivity and distribution of natural ecosystems on a global scale (Lambers & Oliveira 2019). Considering the difference in their functioning, surface ecosystems can be separated into two categories: (1) freshwater (e.g. rivers, streams, lakes, wetlands) and (2) terrestrial (e.g. forests, grasslands, wetlands) ecosystems. Note that, although studies usually classify wetlands into freshwater ecosystems (e.g. Nevill et al. 2010; Hingee 2017), considering that they are composed of both standing waters and terrestrial vegetation (seasonally or permanently waterlogged), they are discussed in both categories here.

II.3.1 Freshwater ecosystems

Freshwater ecosystems, and all the organisms they host, are by nature fully dependent on the freshwater resource. They can be separated into two categories: running waters (i.e. rivers and streams) and standing waters (i.e. lakes, swamp, wetlands) (Wetzel 2001). The distinction between these two categories principally lies on the relative residence time of the water. Running water environments, also called lotic ecosystems, are characterized by unidirectional freshwater movements along a slope in response to gravity. In contrast, standing waters, also called lentic ecosystems, are open and are characterized with often variable and very slow flows into, through and out of their basins. Both categories rely primarily on all types of precipitation (e.g. rain, snow) which transfer water from the atmosphere to the land surface (i.e. watersheds). These inputs either immediately move to streams and lakes through surface runoff, or follow a number of alternative subsurface pathways, some of which (e.g. GW) release to the stream channel with different flow and chemical characteristics than surface water supplies (Allan & Castillo 2007).

Current, substrate and temperature are the three variables often reported as most important in freshwater ecosystems, with organisms showing adaptations that limit them to a subset of conditions (Allan & Castillo 2007). Water flow is therefore a dominant and characterizing factor influencing freshwater environments as it affects all these three variables. Flow conditions are also important to ecosystem processes through the delivery of nutrients and gases and the removal of wastes, and possibly by influencing which species occur at a site (Allan & Castillo 2007). Several components have been stressed as essential to ensure sufficient amount of water is available at the appropriate time to meet freshwater ecosystems' needs. These include the magnitude of flow, its frequency of occurrence, duration and timing of the event, and the rate of rise and fall (Richter et al. 1997). The combination of both surface runoff and GW

discharge is therefore essential for sustaining environmental flows [i.e. quantity, quality and timing of water flow, [Acreman et al. 2014](#)] and temperature conditions in rivers, springs, lakes, and wetlands throughout the year (especially during droughts), thus providing satisfying environments for freshwater species ([Aldous & Bach 2011](#); [Van Beek et al. 2011](#); [De Graaf et al. 2014](#)).

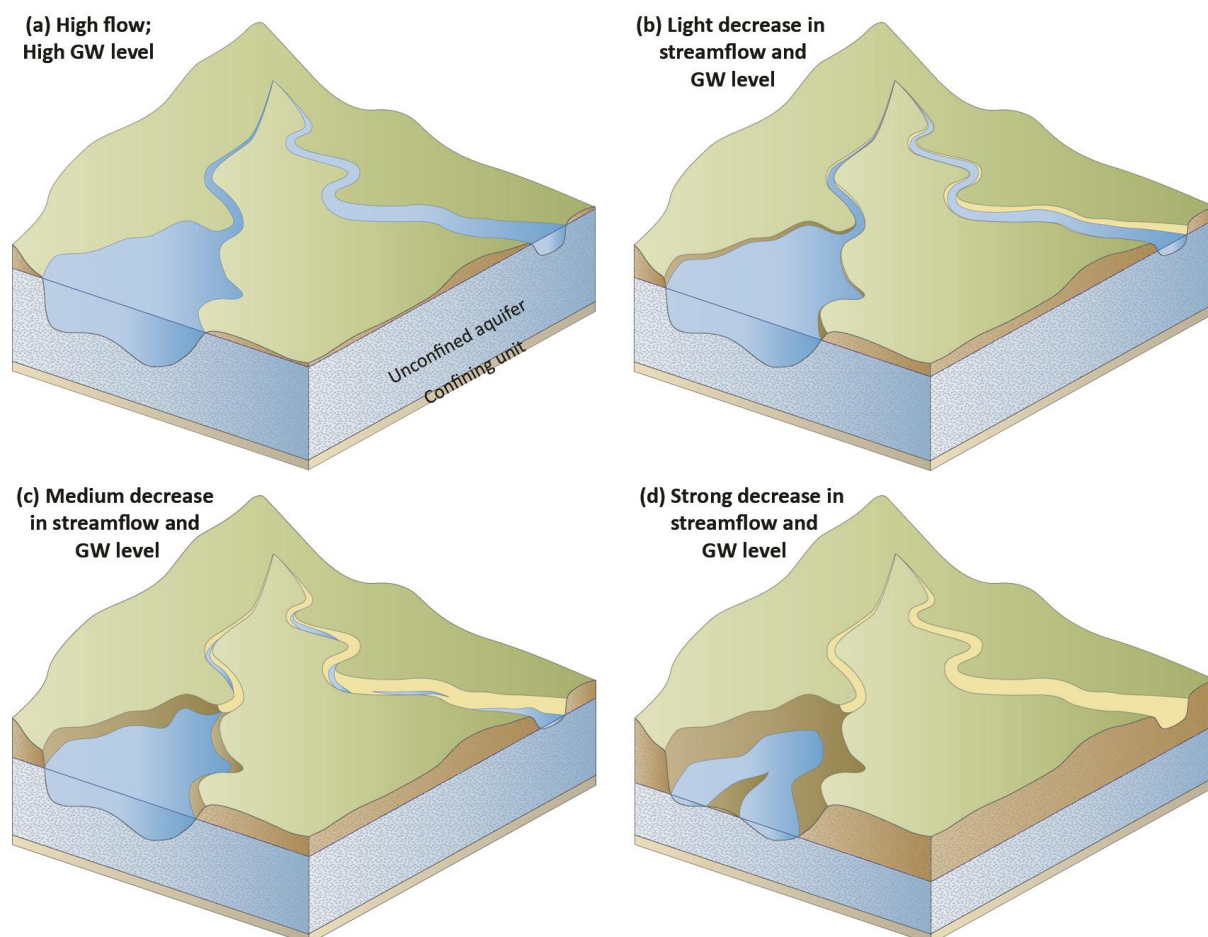


Figure II.2 Representation of the effects of declining streamflow and GW level on running and standing water ecosystems. During high flow (a) surface habitats, i.e. riffle (fast flowing sections) and pools (slow flowing sections), are available. Drying first affects the surface waters (b), causing fragmentation and the formation of remaining pools in rivers (c). Finally, both the superficial and hyporheic compartments dry completely up in rivers, while remaining pools are forming in deeper standing water ecosystems (d).

Alterations of streamflow and GW level, independent of the cause, necessarily impact the function and structure of freshwater ecosystems through changes in both quantity and quality of the water resource ([Sabater & Tockner 2009](#)). A reduction in flows triggers a chain of cascading effects resulting in a loss of hydrologic connectivity between stream compartments (Fig. II.2). Summer low flows in streams may also be exacerbated by declining GW levels, together with lower flows in the hyporheos [i.e. the zone immediately beneath the stream

surface], so that streamflow becomes unable to maintain ecological functions such as in-stream habitats for freshwater communities (Allen et al. 2010). As streamflow reduces, shallow surface habitats disappear and a series of fragmented pools remains (Fig. II.2.c, Lake 2003). This is called superficial drought and leads to changes of stream habitat characteristics from lotic (moving waters) to lentic (standing waters), a process known as lenticification (Sabater 2008). Finally, further reduction of streamflows and GW discharge can result in subsurface droughts and a drying up of the hyporheic zone (Fig. II.2.d, Boulton 2003), affecting the potential refuge of many species.

On a yearly timescale, flows can be intermittent in some streams. In such case, they are called “seasonally intermittent rivers”, a process observed in about 69% of first-order streams (the smallest) below 60°, and about 34% of fifth-order (larger) rivers (Raymond et al. 2013; Messenger et al. 2021). This process, caused by a seasonal disconnection between GW and river (Fig. II.2.d), can occur naturally due to annual variations in precipitations and is currently rather limited to head catchments or in semi-arid climate. Communities from such streams have developed, through evolution, a range of adaptations, such as physiological mechanisms, specific life-history strategies and specific behaviours to search for refuges (Williams & Hynes 1977). However, if happening in larger rivers or under wetter climates, for instance in the case of successive droughts, communities that have not developed adaptations may suffer from changing ecosystem conditions.

In addition, alteration of natural hydrological conditions can impact the strength and frequency of flooding and of meander migration. Although floods may cause a complete resetting of the physical habitat, as well as a downstream drift of many individuals, when occurring with a moderate frequency they allow maintaining an ever-changing spatial mosaic of conditions, therefore enhancing river biodiversity. For this reason, they are essential disturbances for freshwater ecosystem dynamics, with their effects being usually less persistent than those produced by droughts. Yet, a reduction of floods may result in abnormally extended periods of hydrological stability, which reduces the incidence of post-disturbance succession (Margalef 1997), and the opportunities for colonist species to re-establish from elsewhere.

Altered hydrological conditions have also subsequent effects on biogeochemical processes and water quality, which eventually affect community structure and ecosystem functioning (Sabater & Tockner 2009). Particularly, water temperature is a critical environmental variable determining the metabolic rates of organisms, their distribution along a river’s length and over geographic regions (Daufresne et al. 2004; Allan & Castillo 2007; Bertrand et al. 2012), as well as primary production and organic matter decomposition (e.g. Richardson 1992). Every freshwater species is restricted to some temperature range (maximum summer temperatures

especially) that also limits its geographic distribution to a certain range of elevation and latitude. Note that stream and lake temperatures usually vary on seasonal and daily timescales and among locations due to climate, extent of vegetation, and the relative importance of GW inputs.

Therefore, by reducing water columns, water scarcity increases water temperature and the concentration of pollutants and nutrients, which can trigger shifts in freshwater communities (e.g. [Biggs & Close 1989](#)). For instance, higher nutrient concentrations, together with higher temperatures and light availability (these conditions occurring in disturbed watercourses), produce eutrophic conditions favourable for hypoxia-tolerant communities. A reduction in GW discharge also increases the residence time of surface water, thereby leading to an average “ageing” of water ([Vörösmarty & Sahagian 2000](#)), which affect water composition (e.g. oxygen, temperature, nutrients). The process of lentication also promotes higher water temperatures, with greater evaporative losses ([Hamilton et al. 2005](#)). Overall, alterations of the hydrological conditions produce changes in the biogeochemical processes, as well as in the biological community inhabiting the freshwater ecosystems. Finally, freshwater ecosystems are also intimately linked to terrestrial ecosystems, whereby vegetation (e.g. forest ecosystems) sustains environmental flows while reducing stream temperature and maintaining higher levels of dissolved oxygen during warmer months ([Moore et al. 2005](#)).

II.3.2 Terrestrial ecosystems

Contrary to freshwater ecosystems, which are characterized by water bodies, terrestrial ecosystems rely on hydrological processes in different ways. Water availability is a primary control on vegetation dynamics and plant species distribution across terrestrial ecosystems ([Lotsch et al. 2003](#); [Silvertown et al. 2015](#)), whereby regions with abundant and evenly distributed rainfalls (such as in the wet tropics) develop lush vegetation, while in regions with frequent and severe seasonal droughts, forests are replaced by grasslands or savannas ([Hirota et al. 2011](#)). Note that water availability is also a primary control for animal species distribution. But this review is primarily focused on the vegetation due to its interconnection to climate and hydrological processes. In addition, vegetation is also one of the most important elements of structure in terrestrial ecosystems. The importance of water in terrestrial ecosystems lies in its crucial role in all the plant physiological processes. For instance, large quantities of water are necessary for transporting the substances (e.g. nutrients, carbohydrates, phytohormones, metabolites) that are required for plant growth, development and functioning ([Lambers & Oliveira 2019](#)).

Vegetation adjusts water relations in response to variation in water resources through different ways and over diverse temporal scales. In most cases, movements of water into and through the plants are driven by differences in water potential (ψ_w) [i.e. the potential energy of water

relative to pure water at the same temperature and atmospheric pressure, measured in units of pressure (MPa), which commonly describes the status of water in soils, plants and the atmosphere] (Lambers & Oliveira 2019). When movements are not restricted, water flows through plants, soils and atmosphere from areas of higher water potential to areas of lower potential (Fig. II.3). Note that plant photosynthetic capacities are also responsible for high transpiration rates (i.e. the stomata, which allow CO₂ to enter the plant, also provide a pathway for losses of water), leading less than 1% of the water absorbed by plants to be retained in biomass (Lambers & Oliveira 2019).

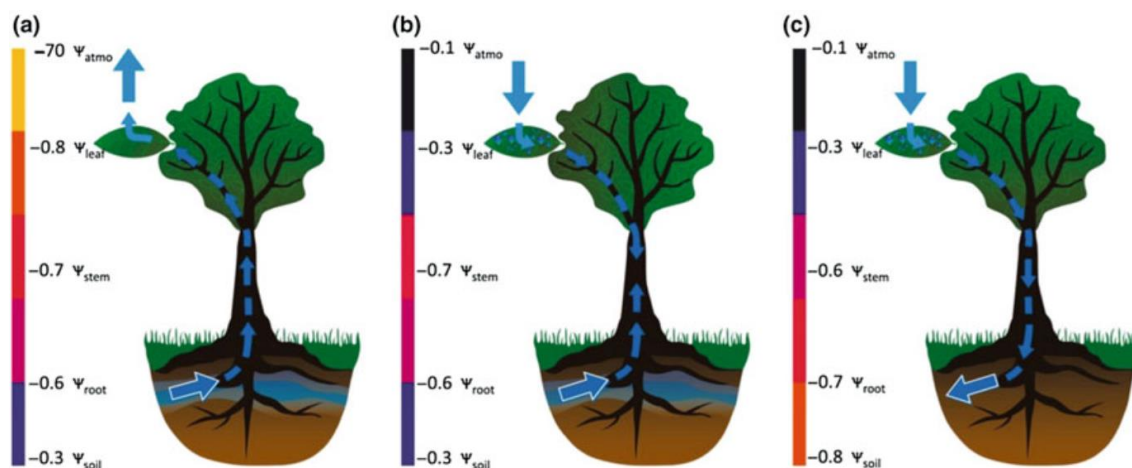


Figure II.3 Three potential scenarios for the movement of water through plants based on gradients in water potential (ψ in MPa). In scenario (a), water moves from higher ψ_{soil} to lower ψ_{atm} by transpiration. In scenario (b), water moves from higher ψ_{atm} (during a leaf wetting event) to lower ψ_{stem} by foliar water uptake, while also simultaneously moving from higher ψ_{soil} to lower ψ_{stem} , thus refilling the plant from two directions. In scenario (c), water moves from higher ψ_{atm} to lower ψ_{soil} by foliar water uptake. Hypothetical values of ψ based on Nobel (2009). Figure from Goldsmith (2013).

Plants absorb most of water from soil moisture through their root systems (Fig. II.3). Favourable soil moisture conditions can be maintained throughout the year through the coupling actions of rain infiltration from above and GW capillary rise from below, the relative contribution of each factor depending on climate and soil characteristics. While climate drives the amount of water that can infiltrate and evaporate into and out of the soils, soil characteristics regulate water fluxes (Fig. II.4). For instance, infiltration is shallower in fine (e.g. silt), and deeper in coarse (e.g. sandy), textured soils (Fan et al. 2017). In addition, the amount of GW able to rise through capillarity also depends on soil particle size, whereby capillary forces are weaker in coarse- than in fine-textured soils because average pore size is larger (Eamus et al. 2006a). In a much lesser extent, plants can also absorb water directly from atmospheric moisture and/or precipitations using their aerial surfaces (i.e. stems, leaves, Fig. II.3), a process call “interception”. High altitude forests have also a special ability to intercept fog and cloud droplets

(Ellison et al. 2017), whereby condensation on plant surfaces provides additional moisture for plant growth, as well as increased infiltration and GW recharge (e.g. Bruijnzeel 2004; Ghazoul & Sheil 2010; Pepin et al. 2010).

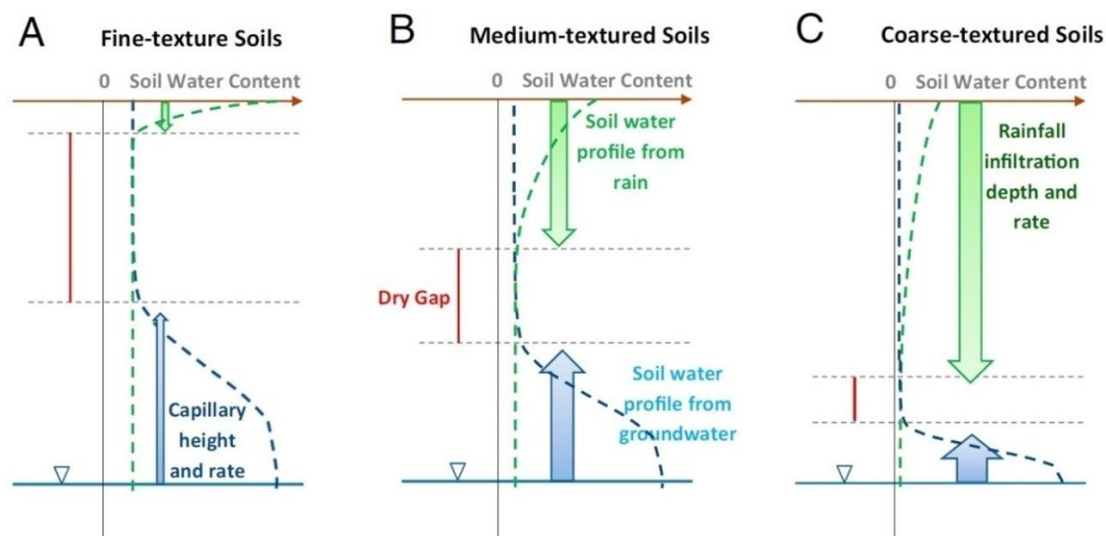


Figure II.4 Schematic of how soil texture regulates the two water fluxes and profiles: from the top, precipitation infiltration flux (green arrows) and the resulting soil water profile (green dashed line), and from below, the GW capillary rise (blue arrows) and resulting soil water profile (blue dashed line), in (A) fine-textured, for example, clay, (B) medium textured, for example, silt, and (C) coarse-textured, for example, sandy, soils. The width of the arrow indicates flux rate, and the length indicates flux reach, with equal precipitation and water table depth. Figure from Fan et al. (2017).

As long as the upper soil is moist, plants tend to absorb most of their water from shallower soil regions, where roots are concentrated (Lambers & Oliveira 2019). However, water being a primary limiting factor for plants, they have developed various strategies at different time scales to cope with water scarcity. For instance, stomata closure is a universal process used by plants to limit transpiration (Limousin et al. 2010), therefore preventing water potential drop and the resulting damages caused by embolism to their hydraulic system (Martin-StPaul et al. 2017). Other mechanisms take place at longer time scales and involve changes in leaf area to decrease water consumption (Limousin et al. 2009; Martin-StPaul et al. 2013). Thus, some plants are rather adapted to extreme economy of water and only depend on precipitation occurring at long intervals for their weak water supplies, while maintaining themselves in a nearly dormant condition during prolonged periods of drought (Fan 2015).

On the other hand, instead of regulating water loss, plants can also take up water from the GW table or the capillary fringe directly above the GW table (i.e. the zone where water has moved upwards through capillary forces), and are thus able to obtain a perennial and secure supply of water (Naumburg et al. 2005; Eamus et al. 2006b; Nevill et al. 2010; Carrière et al. 2020).

These plants, assimilated to GDEs, exhibit varying degrees of dependency on GW from total dependence to partial or seasonal dependence (facultative dependency, [Hatton et al. 1998](#); [Bertrand et al. 2012](#); [Sargeant & Singer 2016](#)). In facultative GDEs, GW is used when available, but these ecosystems are also able to persist for months or even years when GW is unavailable ([Eamus 2009](#); [Hingee 2017](#)). Note that strategies to cope with drought can develop not only in arid and semiarid regions, but also under seasonal climates with an intra- and inter-annual variability in precipitations (i.e. wet season followed by a pronounced dry season) ([Fan 2015](#)). For instance, even under wet climates such as in eastern Amazonia, about half of the forests are estimated to rely on water absorbed from deep soils (i.e. below 8 m depth) in order to maintain transpiration during dry seasons ([Nepstad et al. 1994](#)).

In any case, the availability of soil moisture to plants depends primarily on the quantity of water stored in the soil, its relationship to soil water potential, and the spatial geometry of root systems ([Lambers & Oliveira 2019](#); [Carrière et al. 2020](#)). Thus, supporting terrestrial ecosystems from below, GW can provide a water source decoupled from the large temporal fluctuations characteristic of precipitations, and can compensate the absence of rainfalls during periods of drought. In addition, because GW can travel along deep and long flow paths, some plants are even able to persist in quasi absence of rain throughout the year due to GW coming from precipitation elsewhere, a process referred to as regional GW subsidy ([Jobbagy et al. 2011](#); [Orellana et al. 2012](#)). For this reason, [Nicholson et al. \(1990\)](#) reported that soil moisture conditions (coming from either rain or GW) may provide a mechanism for sustained plant growth beyond individual rainfall events alone, especially in water-scarce regions.

Across terrestrial ecosystems, depth to GW from the soil surface ranges from shallow, where GW is within the rooting zone of vegetation, to deep, where GW is mostly below the reach of plant roots ([Hingee 2017](#)). Thus, the spatial geometry and depth of root systems vary greatly among plants ([Lambers & Oliveira 2019](#)), depending on abiotic factors such as climate and soil ([Kleidon & Heimann 1998](#); [Schenk & Jackson 2005](#)), as well as biotic factors such as species-specific characteristics and plant size (i.e. shrubs usually having shallower roots than trees). A recent global synthesis of 2200 root observations also suggested that water table depth and drainage gradient could be another key determinant of vegetation rooting depth ([Fan et al. 2017](#)). In such case, vegetation type and plant rooting depths may be differentiated along both climate and land drainage gradients, given that increased precipitations wet a deeper profile, and deteriorated drainage increases GW access but also oxygen stress (Fig. II.5). At any point in the landscape (Fig. II.5), the soil moisture profile reflects both wetting mechanisms, with a dry gap that diminishes toward wetter climates or lower grounds ([Fan et al. 2017](#)).

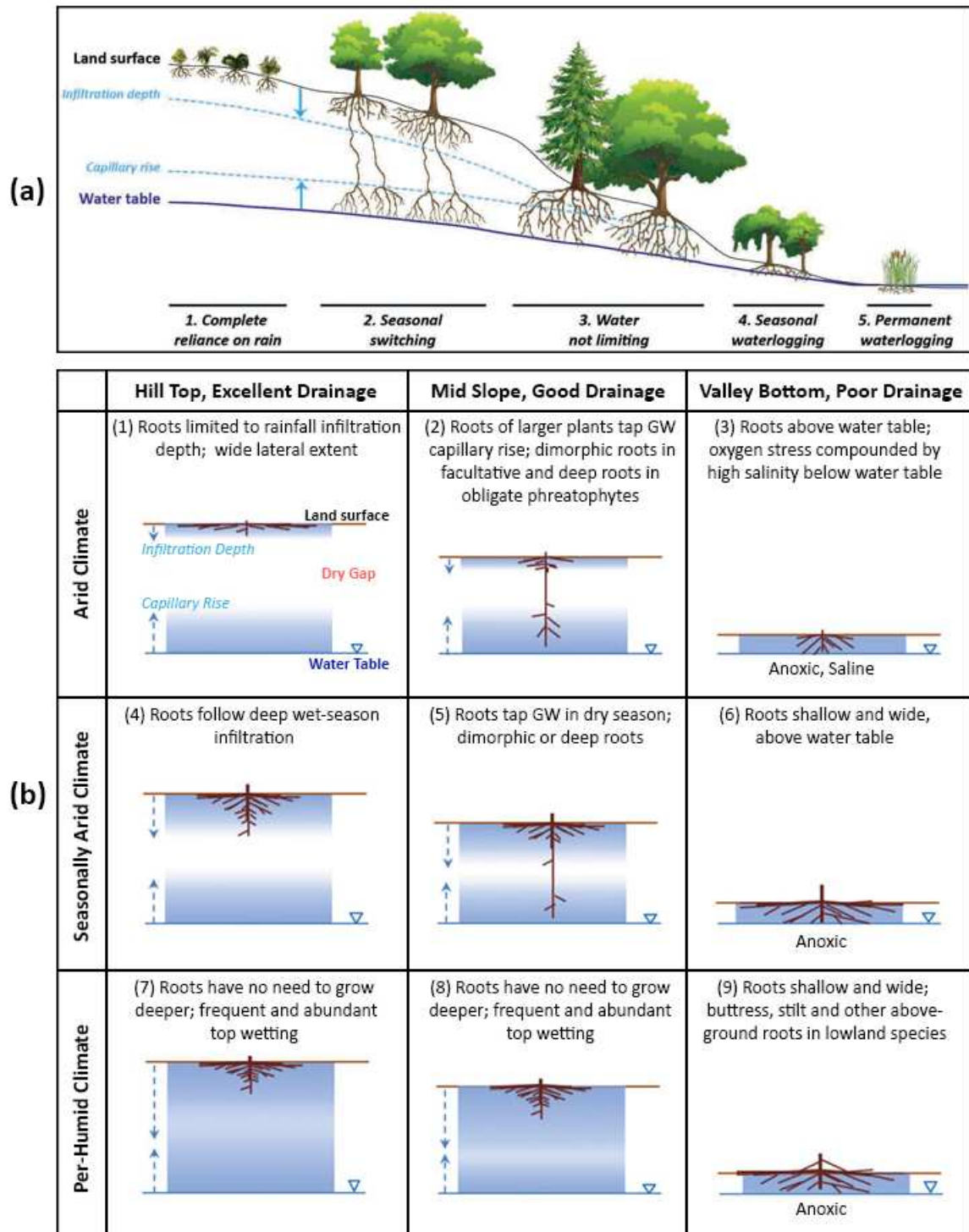


Figure II.5 (a) Schematic of soil water profiles along a drainage gradient, wetted from above by rain infiltration and from below by GW capillary rise. (b) A hydrologic framework for interpreting plant rooting depth along the climate gradient (vertical axis) defining regional patterns in infiltration depth and frequency, and the land drainage gradient (horizontal axis) defining local patterns in GW accessibility. Figure adapted from Fan et al. (2017).

Across all climates, shallow-rooted vegetation is expected in waterlogged lowland areas (cases 3, 6, and 9, Fig. II.5.b) to minimize hypoxia conditions below the GW table (Martin 1968; Stone

& Kalisz 1991; Pavlis & Jeník 2000). Under wet climates, even on well-drained slopes, precipitations are usually sufficient to maintain satisfying soil moisture conditions throughout the year and therefore roots do not need to grow deeper (cases 7 and 8, Fig. II.5.b). Under drier climates, rooting depth follows infiltration depth on well-drained uplands (cases 1 and 4, Fig. II.5.b), from shallow to deeper root systems under arid or seasonal climates respectively, with GW remaining out of reach (Cannon 1911; Nepstad et al. 1994; Oliveira et al. 2005). Down gradient (cases 2 and 5, Fig. II.5.b), seasonal droughts favour roots to grow deeper and reach the GW capillary fringe (Bréda et al. 1995; Dawson & Pate 1996).

Finally, these differences in rooting depth characterized along both climate and drainage gradients can also represent the range of different terrestrial ecosystems. For instance, the waterlogging conditions found in lowlands (cases 4 and 5 in Fig. II.5.a) are characteristic of wetlands and swamps. Slightly drier soils with still frequent and abundant wetting in the upper layers (case 3 in Fig. II.5.a) provide good conditions for humid forest ecosystems. In contrast, areas with seasonal switches in water sources, from upper to deep soil layers (case 2 in Fig. II.5.a), are characteristic of other types of forest ecosystems, such as seasonal tropical (e.g. Antunes et al. 2019; Brum et al. 2019) or some temperate forests, as well as woodlands, i.e. fewer and scattered trees compared with forests (e.g. Mendes et al. 2016). When climate further dries up (case 2 in Fig. II.5.b), plants may still adjust to water scarcity with seasonal changes in water sources, but forests are replaced by savannas or desert ecosystems, with only scattered shrubs or woody species (e.g. Wu et al. 2019). Note that in the end only few types of plant do not depend on GW to cope with drought (case 1 in Fig. II.5.a), and therefore the majority of terrestrial ecosystems can be characterized as GDEs (whether continuously or seasonally dependant).

II.4 Ecosystem responses to human-driven modifications in hydrological processes

Spatial and temporal patterns of biosphere-atmosphere interactions, including fluxes of water, carbon and energy, are intimately coupled to land/water-use changes and climate change (Bonan 2008, 2015). Continued human alterations of land, water and climate systems have directly and indirectly affected, and will continue to affect, the quantity and quality of both surface freshwater and GW resources (Taylor et al. 2013; Kløve et al. 2014). Thus, considering their link to hydrological processes, ecosystems are at risk and are expected to be further affected by these human-induced changes in the next decades (Kløve et al. 2014). Yet, to understand the global impacts of human activities on ecosystems, and especially on GDEs, we must understand all external pressures and their potential feedbacks, as their effects typically become more severe with increasing pressure.

First, observed and projected changes in climate patterns are very likely to affect ecosystems and their biodiversity (Allan & Castillo 2007). For instance, alterations in recharge rates will affect depth of GW levels and the amount of available GW, so that GW resources may no longer be able to sustain existing ecosystems during periods of drought. However, due to complex interactions and feedbacks, the extent to which climate change is going to affect GW/surface water interactions and ecosystems remains relatively uncertain and may be scale-dependent (Taylor et al. 2013; Kløve et al. 2014; Skiadaresis et al. 2019). As an example, increasing temperatures are likely to enhance ET but could also be counterbalanced by a reduction in plant transpiration due to a reduction in stomatal conductance caused by increased CO₂ (e.g. Yang et al. 2019). At the same time, increased temperatures could lengthen the growing season (Saxe et al. 2001; Lebourgeois et al. 2010, 2011), while assimilation and plant growth may be boosted by increased CO₂ (although this may be challenged by recent research, Jiang et al. 2020), which, in turn, would result in higher biomass and transpiration (Kløve et al. 2014).

The response will also depend upon a host of different factors, such as the properties of the aquifer, the soil characteristics, the watershed topography and its land cover. For instance, it is likely that larger systems will be more resilient to climate change. In any case, it is more certain that increasingly frequent and prolonged droughts will intensify GW appropriation for irrigation, industrial and domestic consumption (Green et al. 2011; Taylor et al. 2013; Kløve et al. 2014). In turn, this will indirectly affect ecosystems and amplify the negative effects of climate change on them (Kløve et al. 2014).

In addition, changes in land/water uses are also responsible for an increasingly important source of alteration in the hydrological processes and land and habitat fragmentation dynamics (Grimm et al. 2008). Inducing direct alterations of biotic and abiotic conditions with potentially rapid responses in ecological communities and processes, LUC is already well recognized as a primary driver of biodiversity loss worldwide (IPBES 2019). Changes in land/water-uses induce alterations of hydrological processes at various spatial and temporal scales, which subsequently affect the remaining natural ecosystems (Eshleman 2004). For instance, in the Amazon rainforest, deforestation and degradation of the feedback between moisture formation and vegetation coverage may have already led to a system-wide tipping point (Lovejoy & Nobre 2018; De Bolle 2019), after what the ecosystem may collapse within a few decades (Cooper et al. 2020). As a consequence, it is expected that human-induced changes in land use and land cover may even override changes caused by climate change (Taylor et al. 2013).

However, as for climate change, the extent to which LUC is going to impact hydrological processes remains relatively uncertain and cannot be generalized. It depends upon a host of

different factors, including the degree of modification of the natural land cover, the intensity of the change, the rate and type of vegetation recovering, and the hydrogeology and watershed physical properties. In any case, it is more certain that LUCC will further exacerbate the effects of climate change on hydrological processes and significantly increase the amount of extreme events such as droughts or floods, which, in turn, will add further pressures on ecosystems.

The response of ecosystems to global change has been a major topic of research in ecology over the past decades. It emerged that species may adjust to changing environments through different processes: (1) they may disperse to track suitable environmental conditions (i.e. migration); (2) they may evolve and speciate in response to changing patterns of selective forces (i.e. genetic evolution); (3) they may adjust their phenotype in response to changing environment (i.e. phenotypic plasticity); or (4) they may become extinct if they neither adapt nor move (Turner & Gardner 2015). Yet, the extent to which each process is going to be used by species remains largely uncertain, depending on their dispersal capabilities, specific limits of tolerance, and the interactions with the surrounding biota. In addition, it is very likely that ecosystem degradation and fragmentation will seriously limit species adaptation abilities.

Despite such uncertainties, it may still be possible to hypothesize potential ecosystem responses to global change (e.g. Fig. II.6). Under LUCC, wetlands and floodplain forests from a natural landscape may be replaced by crops such as corn (coupled with GW pumping for irrigation), while upper hill woodlands (e.g. cork oak woodlands) and shrublands may be replaced by roads and buildings (Fig. II.6.b). Some natural ecosystems from the former state may remain (e.g. forest, riparian vegetation) but would be fragmented. Ecosystems may already have to deal with altered hydrological conditions, including potentially increased flood and drought events, and reduced GW recharge/discharge and summer low flows. In addition, the use of GW pumping for irrigating crops may further decrease GW levels and exacerbate the effects of droughts. Summer flows would likely be reduced in river, and the vegetation may have to cope with water stress seasonally. Yet, at this point, ecosystems may still be able to cope with changing conditions.

Under climate change perspective, the effects of repeated and prolonged droughts along with declining GW levels may, depending on its intensity, be negligible or, conversely, provoke a total extinction of the original ecosystem (Naumburg et al. 2005; Kløve et al. 2014). In the case of terrestrial ecosystems, shifts in locations as well as in species composition are therefore expected to occur within plant communities. At larger scale, vegetation is likely to move towards the poles and higher altitudes in response to shifts in bioclimatic zones (Badeau et al. 2007; Lemaire & Maréchal 2011; Kløve et al. 2014), while, at the landscape scale, wet- and drought-tolerant species may shift downslope and uphill (Brolsma & Bierkens 2007). In

particular, wetlands, which require water table to intercept ground level, may be particularly vulnerable and could completely disappear, in favour of floodplain forests for instance (Fig. II.6.c). In turn, former floodplain and riparian forests may be replaced by drought-tolerant woodlands while, in the meantime, shrublands may completely extend uphill (Fig. II.6.c). Further impacts are also to be expected in landscapes that have experienced LUCC and in which only drought-tolerant vegetation may remain (Fig. II.6.d).

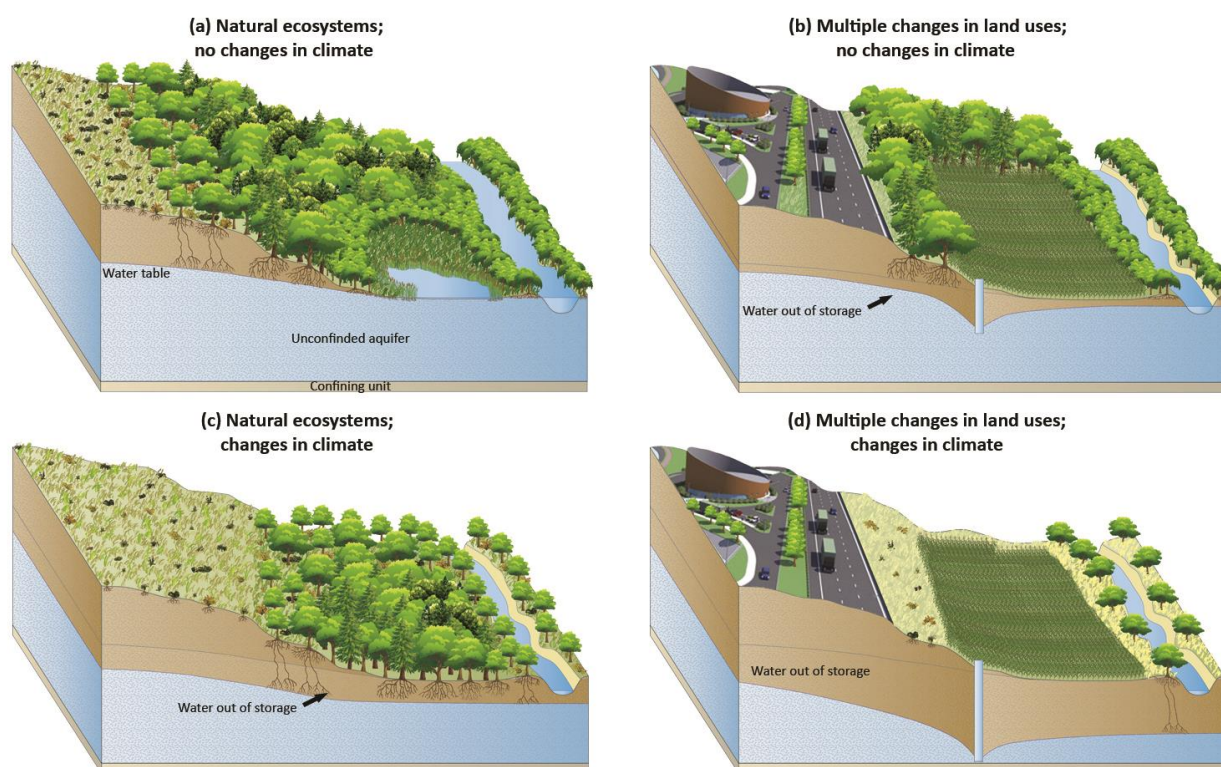


Figure II.6 Conceptual representation of a simplified landscape and its ecosystems in a seasonal temperate climate under (a) Natural conditions, (b) Potential effects of climate change, (c) Potential effects of LUCC and (d) Potential coupled effects of LUCC and climate change.

However, considering that only few modelling studies have been done so far with fully coupled vegetation-hydrology approaches, the extent to which changing drought patterns will affect interactions between vegetation and hydrology is still relatively uncertain (Brolsma et al. 2010; Anderegg et al. 2013; Schäfer et al. 2014; Carrière et al. 2020). Currently, two potential extreme and opposite evolutions can be envisioned. Under a first scenario, it is possible that droughts will cause massive dieback and defoliation of the vegetation, therefore limiting its transpiration, which can in turn increase infiltration and GW recharge (Carrière et al. 2020). For instance, in a simulation on a temperate hillslope, reduced upslope biomass coupled with enhanced winter rainfall resulted in increased recharge and GW levels, thus providing wetter conditions downslope and enlargement of wet-adapted vegetation cover (Brolsma et al. 2010).

However, the impacts of other growth-limiting factors such as air-humidity, nutrients, light, or pH are not well known, making such modelling results uncertain (Kløve et al. 2014).

Under a second scenario, it is possible that the vegetation will adapt to drought and subsequent GW level decreases. In such case, although plants may require less water quantitatively, it is likely that they will intercept and use a larger proportion of precipitation (i.e. through more roots in the upper soil layers), which could further reduce GW recharge (Carrière et al. 2020). It has also been suggested that plants could adapt by extending their root systems to access water from deeper layers (Imada et al. 2008; Wang et al. 2015; Skiadaresis et al. 2019), which could constitute a much larger buffer than soil moisture alone (Carrière et al. 2020). Although it might be difficult to predict which of these two opposite scenarios will occur, it is likely that the future reality will follow an intermediate path in-between (Carrière et al. 2020).

In the end, the ability of plants to respond to droughts will be species-specific and might depend on the interactions between site characteristics (i.e. soil, climate and the rate and extent of GW decline) and species physiology (Naumburg et al. 2005; Bertrand et al. 2014; Carrière et al. 2020). For instance, soil moisture can temporarily compensate for plants that cannot quickly develop a deeper root system in response to rapid GW decreases (e.g. Meinzer et al. 1999). In such case, the resilience of plant communities to drought would be dependent on very local meteorological conditions and the yield capacity of the soil layers (soil texture influencing water flow paths and accessibility to roots) (Kløve et al. 2014). Finally, the age of the plant might also be a determining factor, whereby younger plants might have better abilities to change their rooting pattern in response to lowered GW levels (Becker and Lévy 1986; Thomas & Hartmann 1998). Note that under some rare circumstances, such as snow and glacier-fed systems at high altitude and high latitude, the effect of climate change may be, conversely, a general increase of GW levels (e.g. Beniston 2006). In such conditions, the resilience of plant community will depend on the species-specific capacities to adapt to prolonged anoxic conditions (Groeneveld & Crowley 1988).

In the same way, human-induced global change is expected to impose environmental regimes that will exceed the resilience capacity of most freshwater communities (Poff et al. 2002). The amount of water available for freshwater ecosystems fluctuates in accordance with primary water balance drivers such as inflow from the watershed and water losses due to direct evaporation and human water extraction. Water flow has also already been highly altered by human construction of artificial reservoirs, which also impacted sediment transfer, hydromorphology, and biochemistry (Carluer et al. 2016). While these modifications are a rather well known cause of biodiversity degradation (e.g. loss of ecological continuity, degradation of water quality, Poff and Zimmerman 2010), they might be intensified as humans

are likely to increase the construction of artificial reservoirs in response to climate change. For these reasons, climate change represents an additional and severe pressure to freshwater ecosystems, altering their fundamental ecological processes and species distributions (Poff et al. 2002; Woodward et al. 2010), potentially beyond what is predicted for most terrestrial communities (Hickling et al. 2006).

Within freshwater ecosystems, alterations in precipitation patterns and hydrological processes may be reflected in decreased flows (Fig. II.6.c), especially during dry season and/or under severe LUCC (Fig. II.6.d). Conversely, increased winter precipitation and GW recharge may also be associated with flooding events seasonally, which can also affect communities through changes in water chemistry caused by intensified links between aquatic and terrestrial environments (Green et al. 2011). Acting as external disturbances, floods and droughts may cause modifications in site-specific conditions such as stability of sediments and current velocity, and therefore directly affect species distributions and assemblage structure (Bertrand et al. 2012). In addition to intensity, the timing of disturbance events may be critical for freshwater communities. Indeed, some species may be evolutionarily adapted to a highly predictable seasonal flow regime, and alteration of the hydrological regime to more unpredictably occurring extreme flow events may result in serious problems for freshwater communities.

In the case of droughts for instance, the effects may vary from reduced but persistent low flows, to the formation of fragmented pools or even a complete drying up of the original ecosystem. In the latter situation especially, permanently flowing rivers may become seasonal or ephemeral, which may favour species with strong dispersal abilities to the detriment of species with long generation times and low dispersal abilities (e.g. Erman & Erman 1995; Smith & Wood 2002). Currently, ephemeral streams are rather limited to head catchments or in semi-arid climate, but this situation can happen in any larger river in the case of successive droughts (e.g. Doubs and Rhine rivers in France in summer 2018 and 2022) and/or through river management and increasing water demand for human use (e.g. Yellow river, Colorado river). Such phenomenon are therefore very likely to happen more frequently in the future, and will have significant impacts, not only on freshwater ecosystems (Acuña et al. 2014), but also on associated ecosystem services and human societies (Abbott et al. 2019).

Additionally to precipitation patterns, climate change also affects temperature, which is a very important environmental variable in freshwater ecosystems. A constant increase in air and soil temperatures is consequently correlated with an increase in surface water temperatures, especially in standing waters (e.g. Trumpickas et al. 2009), and to a lesser extent in GW temperatures (e.g. Taylor & Stefan 2009). In the case of running waters, the increase in

temperature is mainly related to flow reductions (i.e. less water in the stream and less cold water inflow to the stream, which is more easily heated), and may induce up to a 26% temperature increase in seasonal rivers (Kane et al. 2013). Consequently, such modifications are very likely to lower levels of dissolved oxygen and add further pressures on freshwater ecosystems, which will affect species distributions. Note that the effects of flow and temperature variability must be distinguished from other LUCC-related environmental pressures such as pollution, acidification, eutrophication and sedimentation (e.g. Evans 2005). In any case, considering the few studies that have been done to assess how climate change will alter hydrological regimes and how these interactions will affect freshwater communities (e.g. Daufresne & Boët 2007; Durance & Ormerod 2007), large uncertainties remain regarding the future of these ecosystems.

II.5 Conclusion

Water is a component fully coupled with all aspects of both human and environmental systems. For instance, the interconnections between rivers, wetlands and GW particularly drive the availability of water for both natural ecosystems and human activities. Therefore, human impacts on water have repercussions on all ecosystems. Climate and land/water-uses influence hydrological processes in complex and interconnected ways, with a number of direct and indirect effects. Human-induced alteration of land, water and climate systems are expected to induce changes in temperatures, precipitation, ET, snow accumulation and snow melt. In turn, those changes will influence both surface water and GW resources through modifications in runoff patterns, environmental flows and GW recharge rates. However, the effects of changes in land use patterns, irrigation, vegetation cover and water use on hydrological processes and dependant ecosystems are not well understood. Numerical and conceptual models offer good opportunities for understanding the complex interactions between human alterations of the environments, hydrological processes and ecosystems. But predicting effect responses in these ecosystems is also subject to considerable uncertainties and variability. The impacts will depend on the type of ecosystem and the existing qualitative and quantitative pressures on these ecosystems. In any case, these interactions further support the use of water as an indicator of global change within the coupled human-environment complex system. On the other hand, while the processes described in this review are operating on a global scale, the uncertainties reported suggest adjusting to a “better-documented” local scale, which will be explored in the next chapter.

CHAPITRE III

SPÉCIFICITÉS SOCIOGÉOGRAPHIQUES ET TERRITORIALISATION : L'EXEMPLE DU TERRITOIRE BRETON DE LORIENT AGGLOMÉRATION

Résumé

Le chapitre précédent illustre comment l'eau, du fait de ses interdépendances avec le climat, les écosystèmes et la société, pourrait permettre d'aborder la problématique des changements globaux au travers d'un objet intermédiaire unique. Cependant, contrairement à l'échelle relativement globale décrite jusqu'à présent, une prise en compte au niveau local, au plus près des territoires et de leurs spécificités sociogéographiques, semble également nécessaire. Dans ce contexte, ce chapitre vise ainsi à présenter diverses raisons à cette territorialisation des approches sur les systèmes socio-écologiques et, en particulier, celles appliquées aux questions d'eau. Pour cela, nous présentons les caractéristiques propres à un contexte breton (nord-ouest de la France), à travers l'exemple de l'intercommunalité de Lorient Agglomération. Une première partie présente les caractéristiques sociogéographiques spécifiques à ce territoire, à travers son climat, sa géologie, son hydrographie, sa démographie, et enfin ses paysages et leur histoire. Ensuite, une seconde partie vise à décrire comment la nécessité de prise en compte de ces caractéristiques a conduit à une territorialisation des politiques publiques, en particulier autour des questions de gestion de l'eau et d'aménagement du territoire. Cela a ainsi conduit au développement d'une gestion dite « intégrée » de l'eau permettant, par exemple, un rapprochement progressif entre acteurs et outils issus du monde de l'eau et ceux issus du monde de l'urbanisme et de l'aménagement. De ce fait, il semblerait que les politiques publiques mises en œuvre en France aient bien intégré le caractère systémique et transversal des enjeux de l'eau et de l'environnement, couplé à une adaptation au plus près des spécificités propres à chaque territoire. En d'autres termes, en se fondant sur une analyse des textes réglementaires, l'approche mise en œuvre semble mieux adaptée pour répondre au nouveau contexte de gestion. De plus, cette synthèse permet de conforter le choix d'une étude à l'échelle intercommunale, permettant à la fois le croisement d'enjeux locaux et régionaux, tout en favorisant une prise en compte des échelles de compétences et de gouvernances.

CHAPTER III

SOCIAL-GEOGRAPHICAL SPECIFICITIES AND THE NEED FOR LOCAL APPROACHES: AN EXEMPLE IN THE CONTEXT OF THE BRITTANY REGION

Abstract

The previous chapter illustrated how water, due to its interdependences with climate, ecosystems and society, could allow dealing with global change through a single intermediate object. However, contrary to the relatively global scale describes until now, a consideration at the local scale, close to the territories and their social-geographical specificities, seems necessary. In this context, this chapter aims at presenting diverse reasons for the territorialisation of approaches on social-ecological systems, particularly those regarding water. To this purpose, we present the characteristics of territories located in the Brittany region (North West France), through the example of *Lorient Agglomération*. A first part presents the social-geographical characteristics specific to this territory, through its climate, its geology, its hydrography, its demography, and finally its landscapes and their history. Then, a second part describes how the necessity to take into account these characteristics led to a territorialisation of public policies, particularly regarding water management and land planning. This led to the development of an “integrated water resource management” allowing a rapprochement between stakeholders in the field of water and those in the fields of urbanism and land planning. Thus, it seems that public policies implemented in France have well integrated the systemic and transversal characteristic of water topics, and more generally environmental issues, coupled to an adaptation as close as possible with the specificities of each territory. In other words, based on the analysis of regulatory texts, the approach implemented seems better suited to answer the emerging management context. Moreover, this synthesis strengthened the need for implementing an approach at such intercommunal scale, allowing crossing local and regional stakes, while accounting for governance scale.

III.1 Introduction

Les interdépendances entre le climat, l'eau, les écosystèmes et la société, illustrées dans les chapitres précédents, appellent le développement d'approches systémiques et transversales. Cependant, alors que notre approche avait jusqu'à présent principalement traité de processus intervenant à une échelle relativement globale, une prise en compte au niveau local, au plus près des territoires et de leurs spécificités sociogéographiques, semble également nécessaire. A titre d'exemple, la répartition spatio-temporelle des quantités d'eau sur un territoire dépend, certes, de la pluviométrie, mais également d'un ensemble de contraintes (géologiques, pédologiques, topographiques, occupation des sols, activités humaines...) propres à chaque territoire. Cela se justifie d'autant plus que c'est à cette échelle que les décisions locales présentent des enjeux importants.

Ce constat est particulièrement pertinent pour la Région Bretagne (nord-ouest de la France) qui, depuis les années 1960, a connu des transformations majeures, notamment du fait de nouvelles pratiques agricoles et de l'urbanisation. La Bretagne est également une région relativement dynamique, présentant un accroissement démographique plus important qu'au niveau national, en particulier sur les zones côtières. S'ajoute également à cela l'attrait touristique de la zone littorale en période estivale qui exacerbe encore plus cette pression démographique. Une autre caractéristique de la région Bretagne provient de son contexte géologique qui ne favorise ni l'accès à la ressource en eau, ni le stockage d'eau sur de longues périodes. De ce fait, le système d'alimentation actuel s'appuie essentiellement sur des prélèvements dans les eaux de surface. Jusqu'à maintenant, milieux naturels et activités humaines ont fortement bénéficié du contexte climatique humide de la région. Cependant, les dernières années ont vu se multiplier la fréquence des arrêtés pour inondation et sécheresse (hivernales et estivales).

Dans ce contexte, ce chapitre vise à présenter diverses raisons à cette territorialisation des approches sur les systèmes socio-écologiques et, en particulier, celles appliquées aux questions d'eau. Pour cela, nous présentons les caractéristiques propres à un contexte breton, à travers l'exemple de l'intercommunalité de Lorient Agglomération (LA). Une première partie présente les caractéristiques sociogéographiques (physiques, biologiques, humaines) propres à ce territoire, puis une seconde partie vise à décrire comment la nécessité de prise en compte de ces caractéristiques a conduit à une territorialisation des politiques publiques, en particulier autour des questions de gestion de l'eau et d'aménagement du territoire.

III.2 Contexte de la Bretagne et du territoire de Lorient Agglomération

III.2.1 Le territoire intercommunal de Lorient Agglomération

LA est une communauté d'agglomération regroupant 25 communes située en Région Bretagne, à l'ouest du département du Morbihan (Fig. III.1). Avec ses 210 286 habitants en 2019 (dernier recensement de l'INSEE), LA est l'intercommunalité la plus importante du Morbihan en termes de population, et la troisième plus importante de Bretagne (derrière Rennes Métropole et Brest Métropole). Un certain nombre de compétences sont à présent gérées à cette échelle intercommunale, telles que : développement économique ; aménagement ; habitat ; politique de la ville ; déchets ; eau et assainissement. L'intercommunalité est gouvernée à travers le bureau communautaire, organe exécutif et instance décisionnelle, établi en juillet 2020 pour une durée de six ans, et composé du président de l'agglomération, de quinze vice-présidents chargés d'un domaine particulier (ex : eau et assainissement, environnement, urbanisme, agriculture...), et de cinq conseillers délégués. Les acteurs au sein de ce bureau sont chargés d'examiner les dossiers en amont des conseils communautaires (73 conseillers communautaires issus des 25 communes du territoire qui se réunissent six à huit fois par an) et de prendre régulièrement des décisions sur les dossiers courants au sein de l'institution et du territoire. La mise en application des décisions prises par le bureau communautaire passe ensuite par les services techniques de LA, c'est-à-dire toutes les structures ou directions chargées d'accomplir des missions administratives, réglementaires et techniques de la collectivité.

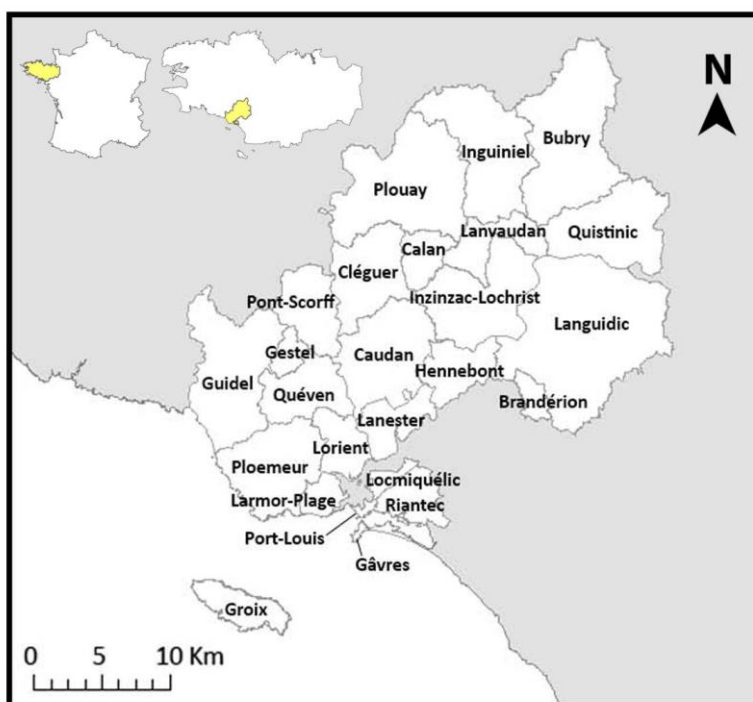


Figure III.1 Localisation de Lorient Agglomération.

III.2.2 Climat

Bordée par la Manche et l'Océan Atlantique, la Région Bretagne est caractérisée par un climat de type océanique, tempéré, et plutôt humide toute l'année. Cela se traduit par un taux de précipitation d'environ 860 mm par an à l'échelle régionale, bien qu'il existe un fort gradient de précipitation (et de températures) entre l'est et l'ouest (Fig. III.2). En effet, celui-ci varie d'environ 700 mm/an dans la partie est, contre plus de 1200 mm/an dans la partie ouest, ce qui permet de distinguer deux climats au sein de la même région : un climat « océanique altéré » pour la partie orientale et un climat « océanique franc » pour la partie occidentale (Joly et al. 2010). Notre zone d'étude, englobant l'agglomération de Lorient ainsi que les deux bassins versants l'alimentant (Scorff et Blavet), se situe ainsi à l'interface entre ces deux contextes climatiques régionaux. Cette zone présente une température moyenne annuelle d'environ 11°C, avec des hivers relativement doux, et des été plus chauds qu'au nord et à l'ouest de la Région (Source : Météo France). Les mois les plus secs se retrouvent de Avril à Septembre, et les mois les plus pluvieux sont relevés d'Octobre à Mars. Vis-à-vis de la ressource en eau, en Bretagne, environ les deux-tiers des précipitations retournent vers l'atmosphère par évapotranspiration (OEB 2019). Le tiers restant, quant à lui, ruisselle en surface vers les cours d'eau ou recharge les eaux souterraines.

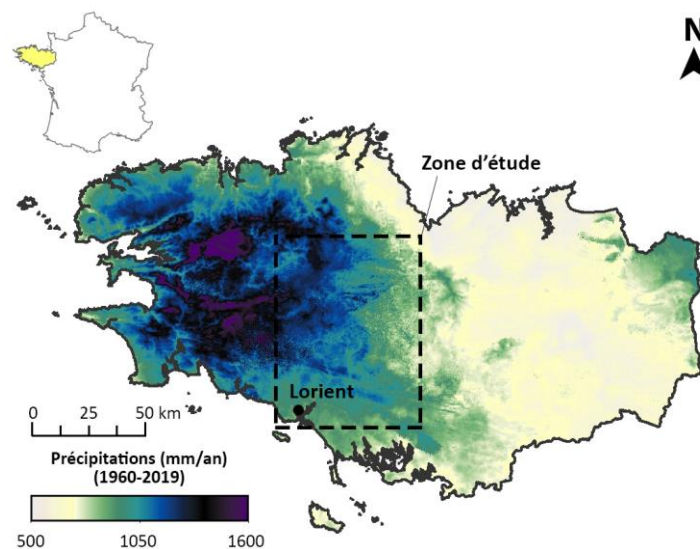


Figure III.2 Carte des précipitations annuelles moyennes à l'échelle de la Région Bretagne pour la période 1960-2019 (Source des données : Météo France).

III.2.3 Géologie et relief

Fruit d'une longue histoire géologique, la Bretagne recouvre une partie de ce qui est appelé le Massif Armoricain : un domaine de socle (principalement formé de roches cristallines) situé sur le quart nord-ouest de la France (Ballèvre et al. 2009). Un ensemble de grands cycles structurants de plissements majeurs, suivi de processus d'altération et d'érosion, ont contribué

à la formation du relief actuel qui se caractérise par de relativement faibles altitudes, tout particulièrement à l'est de la Région (Fig. III.3.a). En Bretagne, le Massif Armoricaïn culmine à 387 m, dans les monts d'Arrée situés au centre de la péninsule. Les archives géologiques de ce massif couvrent une période de plus de deux milliards d'années, comprenant une succession d'épisodes de sédimentation, d'orogénèse, et de cisaillement, se traduisant par une grande diversité de roches (Fig. III.3.b). Cette mosaïque se compose principalement de roches plutoniques (granitoïdes : rouge, orange et violet sur la carte) et sédimentaires (schistes et grès : vert, saumon et rose sur la carte), plus ou moins métamorphisées. Notre zone d'étude recouvre ainsi une bonne partie de la diversité du relief et des formations géologiques retrouvées à l'échelle régionale, avec principalement des roches granitiques à l'ouest et au sud (hormis quelques entrecroisements de schistes) et des roches sédimentaires au nord et à l'est.

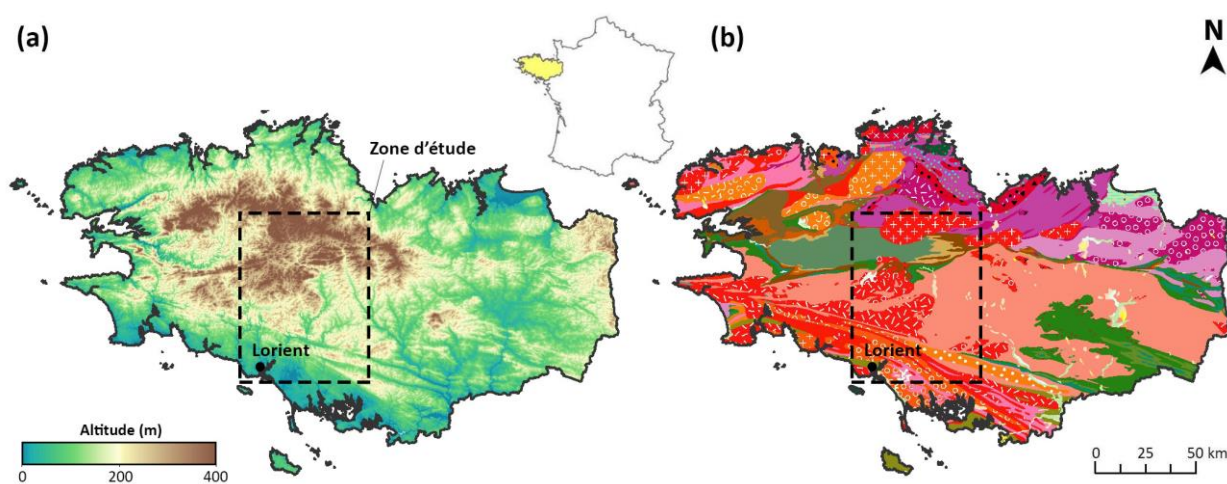


Figure III.3 (a) Relief de la Région Bretagne (Source des données : BD ALTI 75 m (IGN 2021)). (b) Carte géologique de la Bretagne (Source des données : BRGM). Le détail des couches géologiques avec légende est disponible sur <https://bretagne-environnement.fr/node/135805>.

Vis-à-vis de la ressource en eau, les capacités de rétention et d'écoulement dans le sous-sol sont fortement conditionnées par les propriétés hydrauliques (porosité et perméabilité) des roches. A ce niveau, les domaines de socle cristallin tels que le Massif Armoricaïn diffèrent des grands systèmes sédimentaires du fait de la présence de roches généralement peu poreuses et peu perméables (Freeze & Cherry 1979 ; Singhal & Gupta 2010 ; Gleeson et al. 2014 ; Huscroft et al. 2018). En revanche, ces roches peuvent être plus ou moins altérées (modification de leurs propriété physico-chimiques) sur les premiers mètres de profondeur, ou fracturées, permettant un peu les écoulements ou le stockage des eaux souterraines (Rempe & Dietrich 2014 ; Riebe et al. 2017). Il en résulte la formation d'un système stratiforme d'aquifères souterrains superficiels (jusqu'à quelques dizaines de mètre d'épaisseur), composé de haut en

bas : (1) d'une couche d'altérites capacitive⁴ ; (2) d'un horizon fissuré transmissif⁵ ; (3) et d'un socle de roche « saine » peu perméable, à l'exception des fractures (Fig. III.4, Wyns et al. 2004 ; Dewandel et al. 2006 ; Roques et al. 2016 ; Condon et al. 2020 ; Lachassagne et al. 2021). En France, ce type d'aquifère se retrouve également dans les Pyrénées, le Massif central, les Vosges, les Alpes et en Corse. Ils sont généralement moins productifs que les bassins sédimentaires, tels que les nappes profondes de Gironde ou du bassin parisien, où de grandes quantités d'eau peuvent être stockées.

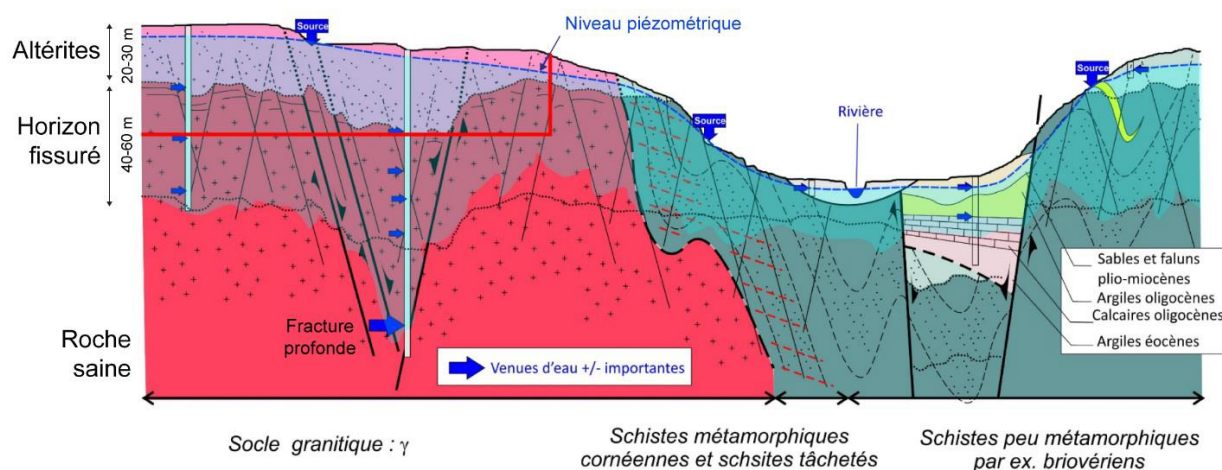


Figure III.4 Schéma conceptuel des aquifères de socle rencontrés en Bretagne (Abhervé 2022).

III.2.4 Hydrographie

Mis bout à bout, les cours d'eau bretons s'étirent sur un linéaire total d'environ 30 000 km, le long d'un chevelu dense et très ramifié composé à près de 70 % de très petits cours d'eau de tête de bassin versant (OEB 2019). Le réseau hydrographique breton compte également plus de 500 bassins versants dont l'exutoire débouche à la mer – les plus grands étant ceux de la Vilaine et du Blavet, à l'est et au centre de la Région respectivement (Fig. III.5). Cependant, la grande majorité de ce réseau hydrographique est composé de petits bassins versants (sur la zone littorale), et seulement une dizaine dépasse les 500 km². Si l'eau de ces rivières provient en partie des précipitations efficaces via le ruissellement, la forte densité de cours d'eau pérennes suggère également des interactions importantes entre les rivières et les eaux souterraines (Abhervé et al. 2022). Ainsi, il a été montré que les eaux souterraines contribuaient à hauteur de 35 % à 85 % au débit annuel moyen des cours d'eau bretons (Mougin et al. 2008) et de l'ordre de plus de 80% dans la zone d'étude (Champagne 2021).

⁴ Permettant un stockage de l'eau au sein des porosités générées par l'altération des roches (alors nommées altérites).

⁵ Les fractures au sein de roches initialement « saines » permettent ensuite à l'eau d'y circuler, formant des sortes de « rivières souterraines ».

Ces caractéristiques ont ainsi des conséquences majeures sur la ressource en eau de la Région (OEB 2019).

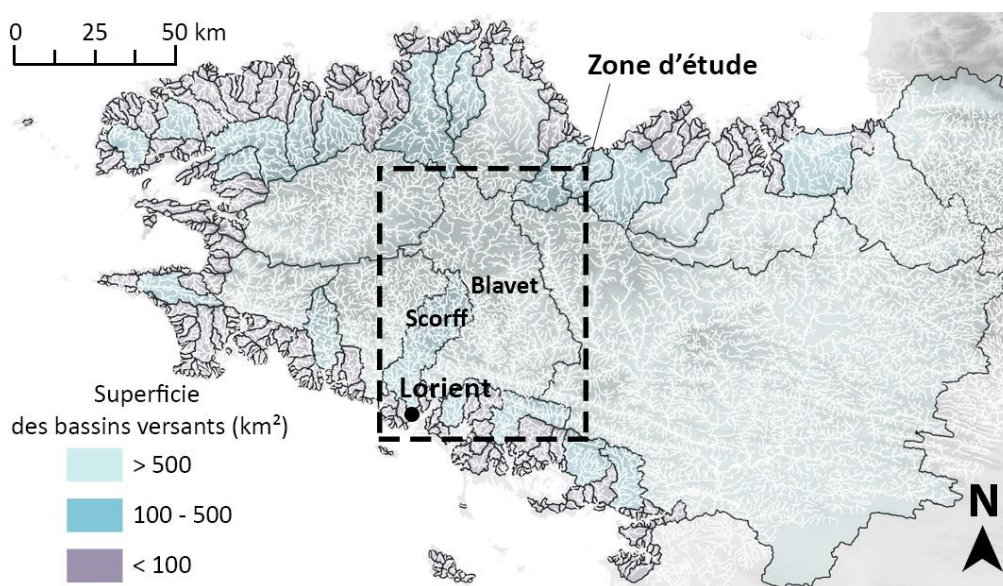


Figure III.5 Réseau hydrographique et bassins versants en Bretagne (OEB 2019).

Le territoire intercommunal de LA, et en particulier la ville de Lorient, est ainsi situé au niveau de l'exutoire (dans la rade de Lorient) de deux importants bassins versants bretons : le Scorff (~500 km²) et surtout le Blavet (~2 000 km²). Le territoire englobe également trois autres petits bassins versants côtiers (situés au niveau du quart sud-ouest de notre zone d'étude) : le Ter (~18 km²), le Fort-bloqué (~13 km²), et la Saudraye (~24 km²).

III.2.5 Démographie

La Bretagne a connu un accroissement important de sa population au cours des 70 dernières années, augmentant de 45 % pour s'établir 3 373 800 habitants au 1^{er} janvier 2020. Cependant cette évolution a connu de grandes disparités en fonction des territoires, comme il est possible de l'illustrer à l'intérieur même du territoire intercommunal de LA. Comme à l'échelle régionale, ce territoire a connu un accroissement démographique soutenu (+ 50 %) entre 1954 et 2018. Bien qu'historiquement (dans les années 50) attribuable à la fois au solde naturel et au solde migratoire (nouvelles installations dans la Région), l'accroissement est à présent principalement porté par une migration nette, issue d'une population active (25-54 ans) et de nouveaux retraités (55-64 ans) notamment (Bovi et al. 2019). Néanmoins, au sein de ce territoire, trois catégories de communes peuvent être identifiées à partir de leurs changements démographiques (Fig. III.6).

Un premier groupe concerne les communes situées à proximité du littoral et en zone périurbaine (au sein de l'aire urbaine de Lorient) et qui ont connu une importante croissance démographique (entre 52 et 220 %) entre 1954 et 2018. L'accroissement observé au sein de

ces communes est très certainement la conséquence de l'attractivité de la zone littorale ainsi que de la présence d'activités économiques dans le centre urbain de Lorient. Un second groupe concerne des communes légèrement plus éloignées du littoral et de la ville de Lorient (seconde couronne), où l'accroissement a été plus modéré que dans le premier groupe. Ce groupe inclut également la ville de Lorient, qui a connu un pic de population en 1975 mais a diminué depuis, probablement au profit de communes périphériques offrant davantage de possibilités pour le modèle résidentiel breton : un pavillon avec jardin. Finalement, un troisième groupe comprend des communes ayant connu un déclin de population. Des particularités géographiques, telles que l'insularité (Groix) ou le fait d'être localisé sur une péninsule (Gâvres, Port-Louis), ou la distance par rapport au pôle urbain de Lorient et à la côte (communes au nord du territoire), sont probablement les causes de ce déclin. A nouveau, ces différences illustrent la nécessité de prendre en compte les spécificités propres à chaque territoire.

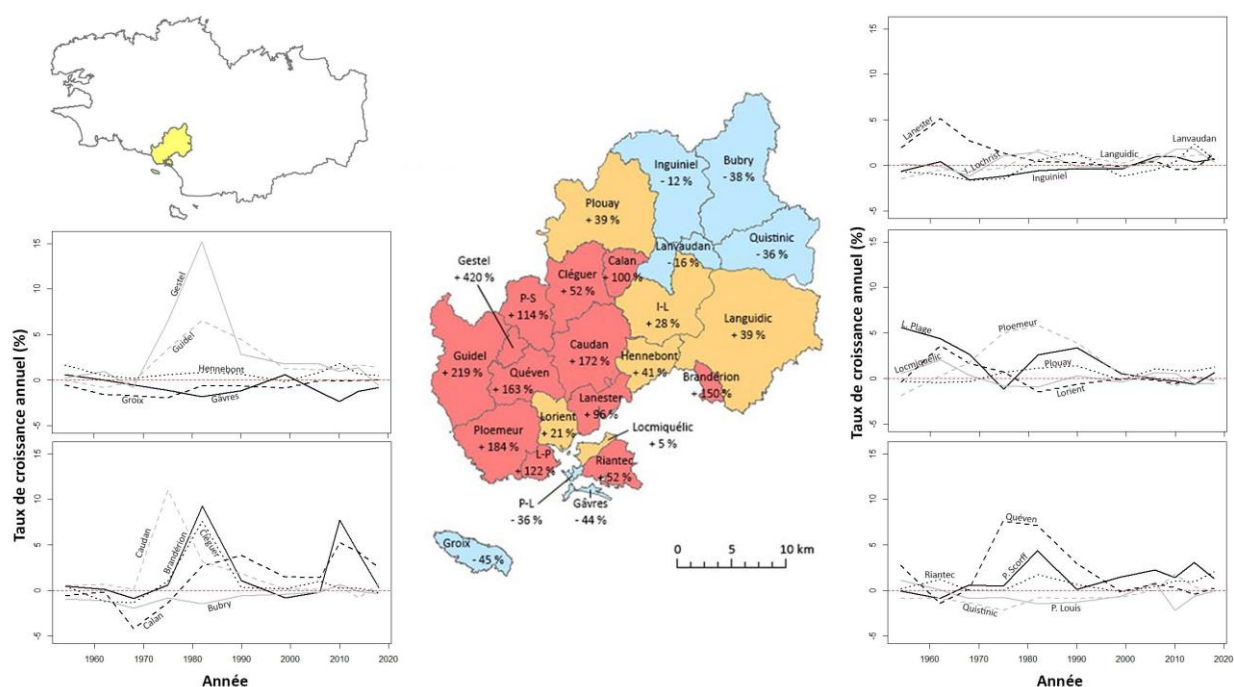


Figure III.6 Evolution de la population par commune au sein du territoire de Lorient Agglomération entre 1954 et 2018. Trois groupes ont arbitrairement été démarqués : (1) accroissement important (> 50%, en rouge) ; (2) accroissement modéré (0-50 %, en orange) ; et (3) décroissance (> 0 %, en bleu).

III.2.6 Couverture des sols et paysages

III.2.6.1 Contexte actuel

Le territoire actuel de la Bretagne est une mosaïque de paysages issue de pressions exercées par les activités humaines au sein d'un milieu physique très hétérogène. Environ 90 % du territoire est actuellement couvert par trois principaux groupes de couverture des sols (Fig.

III.7). Tout d'abord, l'agriculture structure fortement le territoire, les surfaces occupées pour les pratiques agricoles (cultures, prairies, vergers) couvrant environ 60 % du territoire (~66 % si l'on inclut également les haies bocagères). En particulier, les cultures à elles seules couvrent quasiment 50 % du territoire. Deuxièmement, le territoire est recouvert à 16.4 % de forêts. En termes d'usages, la plupart de ces forêts (naturelles ou plantations) sont destinées à la production de bois. Troisièmement, 11 % du territoire est recouvert de zones artificialisées (bâtiments, parcs, jardins, routes...), principalement localisées vers les littoraux, ou au niveau de pôles économiques tels que Rennes, Brest, Lorient ou Saint-Brieuc. A ce titre, la Bretagne est la troisième Région de France ayant le plus fort taux d'artificialisation des sols (OEB 2023). Enfin, le restant du territoire est recouvert de haies (5.6 %), de zones humides (4 %), de fourrés et landes (1.4 %), de plans d'eau et rivières (1.2 %), et de dunes et falaises littorales (0.2).

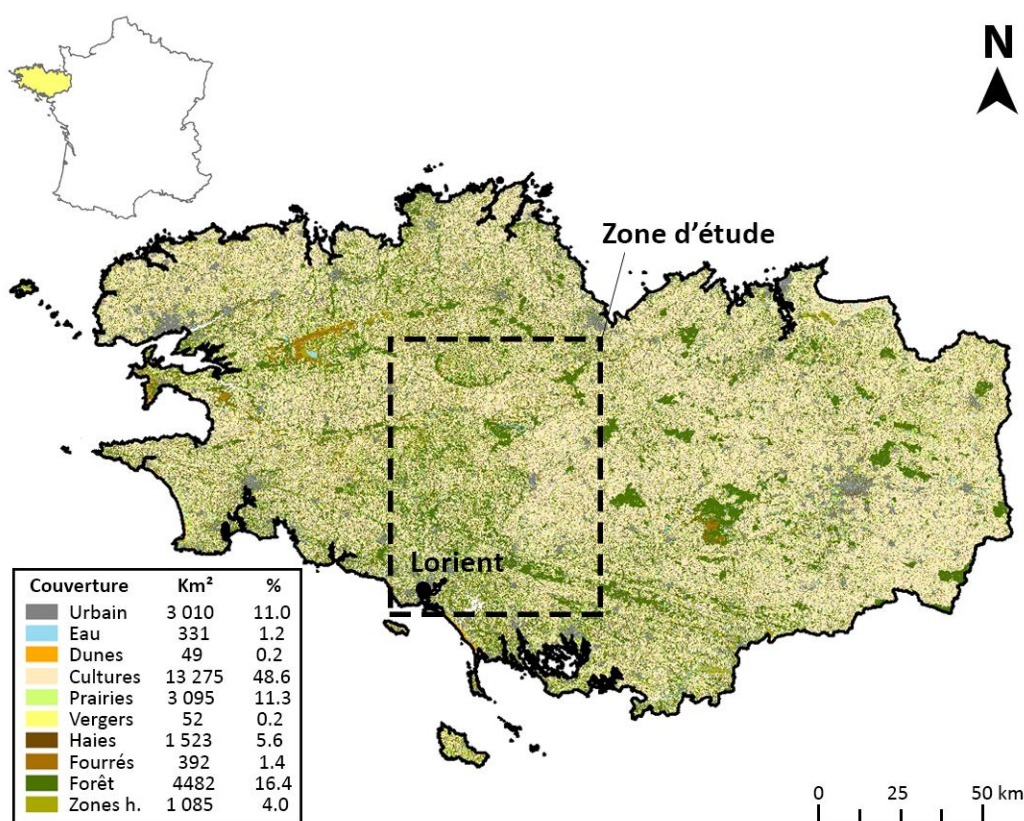


Figure III.7 Les grandes catégories de couverture des sols en Bretagne. Données dérivées de la carte des grands types de végétation de Bretagne (CBNB 2020).

III.2.6.2 Contexte historique

La Bretagne a connu des transformations majeures de son territoire, s'inscrivant au sein de trajectoires historiques permettant en partie d'expliquer le contexte d'occupation des sols très fragmenté observé actuellement. Nous pouvons illustrer ces évolutions à travers l'exemple d'un bassin versant d'environ 13 km² situé au sein de notre zone d'étude : le Fort-bloqué (Fig. III.8).

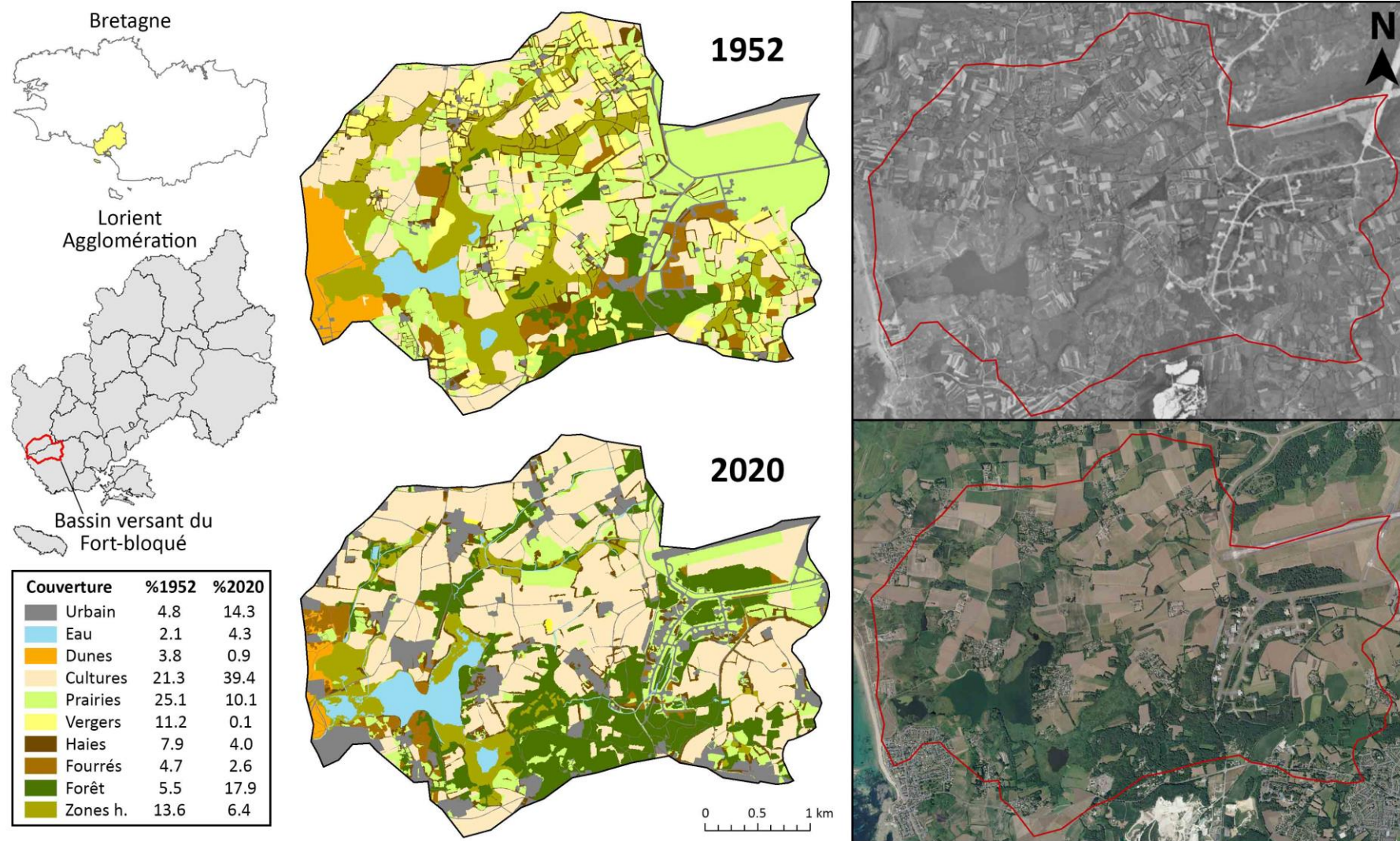


Figure III.8 Evolution de la couverture des sols du bassin versant du Fort-bloqué (~13 km²) entre 1952 et 2020. Les données pour 2020 sont dérivées de la carte des grands types de végétation de Bretagne (CBNB 2020). Pour 1952, les types de couverture des sols ont été manuellement extraits à partir d'orthophotographie ancienne de Bretagne (<https://geoservices.ign.fr/bdorthohisto>).

Tout en étant de dimension modeste (facilitant l'analyse), ce bassin versant côtier présentait l'avantage d'inclure une bonne partie des éléments caractéristiques des paysages bretons se retrouvant à l'échelle régionale. Pour cet exemple, l'occupation actuelle des sols a été comparée à celle existant au début des années 1950. Pour cela, des données orthophotographiques anciennes fournies par l'IGN (BD ORTHO®) ont été utilisées afin d'extraire manuellement les principaux types d'occupation des sols de l'époque. A noter qu'il est nécessaire de traiter avec prudence le résultat, car il n'a pas pu faire l'objet de validation sur le terrain contrairement à la carte de 2020. De plus, la qualité ancienne des photos, ainsi que l'absence de couleurs, rendent moins facile la distinction entre certains éléments. En revanche, les surfaces en eau, les zones artificialisées, les vergers, les haies et talus, ainsi que les forêts, constituaient des catégories très facilement identifiables. De ce fait, tout en conservant à l'esprit les limites de cette approche, les résultats permettent de fournir un certain nombre d'informations concernant l'évolution de l'occupation des sols en Bretagne. Quatre changements majeurs peuvent notamment être identifiés.

Tout d'abord, un des principaux moteurs de ces trajectoires a été l'agriculture. Avant le milieu du 19^{ème} siècle, l'agriculture en Bretagne reposait sur un système agraire hérité de l'Ancien Régime et dépendant totalement des conditions naturelles (aléas climatiques, sols acides etc...). A cette époque, les landes et jachères structurent la majeure partie des paysages agricoles, et seulement 20% de la superficie des exploitations agricoles sont cultivées chaque année, avec des rendements très faibles. A partir du milieu du 19^{ème} siècle, une pression démographique accrue, associée à l'introduction de cultures et techniques culturales nouvelles, vont permettre le développement progressif d'un modèle plus intensif de polyculture-élevage (Daucé & Léon 1982). Cette première révolution agricole a donc conduit à une augmentation importante des surfaces agricoles (+ 31 % entre 1840 et 1929) au détriment des landes et jachères en particulier, et à une intensification de la production (augmentation des cheptels, amélioration des rendements etc...) (Canévet 1992). Cependant, la productivité et la mécanisation restèrent limitées, maintenant alors la Bretagne dans une économie paysanne de subsistance.

Au milieu du 20^{ème} siècle, la Bretagne est toujours très faiblement urbanisée et sous-équipée tant pour la voirie que l'eau ou l'électricité. Son agriculture, peu modernisée, était alors vue comme « attardée » (Le Lannou 1952). La Région, principalement rurale, était dominée par une population majoritairement paysanne (53 % de la population en 1954), répartie au sein de petites exploitations d'environ 10 ha en moyenne (Table III.1). Jusque dans les années 1960, le système de polyculture-élevage existant continua dans un premier temps de s'intensifier, à la faveur d'une rapide mécanisation et d'une augmentation des rendements – notamment grâce à l'utilisation de semences sélectionnées et d'engrais de synthèse. A partir des années 1960,

sous l'effet de l'industrialisation des productions animales, l'agriculture bretonne évolue peu à peu vers le système agro-industriel actuel, autrement nommé « modèle agricole breton » (Canévet 1992). Dès le début des années 1970, la Bretagne est décrite comme une région dynamique, équipée d'une agriculture industrielle très performante (Brunet & Fremont 1972). Ainsi, en une génération seulement, la Bretagne bascula d'une agriculture familiale de subsistance vers un système agricole intensif ouvert sur l'économie de marché. Cela s'est également accompagné d'une diminution continue du nombre d'exploitations au cours du temps (divisé par sept en 65 ans), au profit d'une multiplication par six de la superficie moyenne (Table III.1).

Table III.1 Evolution de l'agriculture en Bretagne entre 1955 et 2020. Source : Agreste, DRAAF Bretagne.

	1955	1970	1988	2000	2010	2020
Nombre d'exploitation	193 894	150 921	92 545	51 219	34 447	26 335
Surface agri. utile (ha)	1 950 000	1 932 026	1 757 127	1 701 566	1 638 229	1 624 200
Superficie moy. (ha)	10	13	19	33	48	62

Ces évolutions de pratiques agricoles au cours du temps ont aussi été à l'origine de bouleversements majeurs dans les structures paysagères, à travers la mise en place des traits caractéristiques du paysage bocager armoricain, acquis à partir des 9^{ème} et 10^{ème} siècles – et qui se développa ensuite de façon hétérogène jusqu'au 18^{ème} siècle (Houet 2006). Mais c'est principalement à partir du 18^{ème} siècle que le bocage se renforça, dans un premier temps afin de séparer le bétail des cultures, puis pour permettre de marquer physiquement les limites des propriétés du fait de la privatisation de l'espace (Fiatrès 1979 ; Marguerie et al. 2003). Atteignant son extension maximale au début des années 1920, le bocage a ensuite ponctuellement et lentement régressé jusque dans les années 1950.

A partir des années 1950, la modernisation des techniques agricoles et l'utilisation d'engins mécanisés toujours plus gros ont contribué à identifier les haies bocagères comme « gênantes », devenant alors des obstacles dans des parcelles devenues trop étroites. Encouragé par des politiques publiques (européennes notamment : Politique Agricole Commune (PAC)), cela s'est traduit par un remembrement intensif des paysages agricoles à travers un agrandissement massif des parcelles, une réduction des prairies et vergers, conduisant à la disparition d'une majorité des talus et haies bocagères (Fig. III.9). Cette évolution est particulièrement visible sur le bassin versant du Fort-bloqué avec une disparition de 99 % des vergers, de 60 % des prairies, et de 50 % des haies et talus, principalement en faveur de cultures (+ 85 %). Bien que ces proportions nécessitent d'être légèrement nuancées du fait des difficultés à différencier prairie et cultures selon le moment, elles illustrent un patron clair de changement de paysages agricoles.

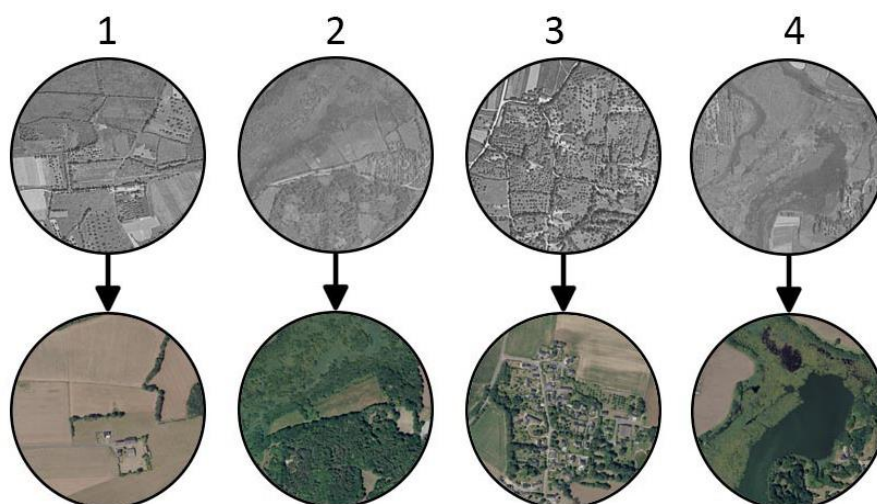


Figure III.9 Illustration de quatre changements majeurs au niveau du territoire entre 1952 et 2020 : (1) Changement dans les pratiques agricoles ; (2) Afforestation ; (3) Urbanisation et disparition des vergers ; et (4) Extension de surfaces en eau du fait d'aménagements hydrauliques.

Ensuite, à l'agrandissement des parcelles et la régression du bocage, se sont ajoutées des opérations de drainage de zones humides, de suppression de fossés, de rectifications et recalibrations de cours d'eau. En conséquence, sur le bassin versant du Fort-bloqué, c'est plus de la moitié des zones humides qui ont été asséchées depuis les années 1950. Par ailleurs, les superficies couvertes par la forêt ont augmenté au détriment d'anciennes zones humides ou à végétation basse notamment (Fig. III.9). A nouveau, cette évolution peut être reliée au changement dans les pratiques agricoles, traduisant l'abandon de parcelles trop petites, pas assez productives, ou trop éloignées du siège d'exploitation (notamment les zones humides, en particulier de fonds de vallée, et les fourrés), ce qui a permis à une végétation arborée de se développer.

Parallèlement, la composition actuelle des paysages bretons résulte également de la progression de l'urbanisation. En Bretagne la moitié de l'artificialisation des sols provient de la construction de logements individuels, via l'extension de zones périurbaines notamment, tandis que l'autre moitié provient de la construction de logements collectifs, de zones d'activités économiques, et d'infrastructures (voiries, aéroports, lignes à grande vitesse...) (OEB 2023). Celle-ci découle de nombreux facteurs, parmi lesquels l'exode rural (arrivé tardivement en Bretagne comparé à d'autres Régions) et le développement économique qu'a connu le territoire après les années 1950, couplé au développement du tourisme dans cette Région présentant 2 700 km de linéaire côtier (soit 30 % du linéaire métropolitain).

Cette attractivité du territoire s'est également renforcée depuis quelques décennies avec l'installation de populations venant d'autres Régions (retraités en particuliers), à la recherche

d'un climat plus tempéré et d'une qualité de vie sur la côte. Cependant en Bretagne, l'artificialisation, qui augmente plus vite que la population, ne s'explique pas uniquement par le contexte démographique mais également par les changements de modes de vies. En particulier, si depuis les années 1970 le modèle français de logement s'étant imposé est le pavillon avec jardin, la proportion de pavillons est encore plus importante en Bretagne que dans d'autres Régions. Depuis les années 1950, ce phénomène a également été renforcé par le développement de résidences secondaires ainsi que de zones commerciales et infrastructures. Cette dynamique est également très bien observée au sein du bassin versant du Fort-bloqué, les surfaces artificialisées ayant été multipliées par trois en 70 ans, principalement au profit de pavillons et au détriment de zones agricoles (cultures, prairies, vergers) et naturelles (dunes, fourrés) (Fig. III.9).

Néanmoins, si une tendance régionale est observable, les évolutions n'ont pas touché uniformément l'ensemble de la Région Bretagne. Pour exemple, un changement plus spécifique au bassin versant du Fort-bloqué s'observe par l'augmentation de 70 % des surfaces en eau au niveau de l'étang littoral de Lannec (26.1 ha en 1952 contre 43.9 ha en 2020). Cette extension s'explique par un aménagement hydraulique datant des années 1970 pour augmenter l'approvisionnement en eau potable locale : un rehaussement du seuil à la base de l'étang. De plus, ce territoire littoral a probablement été bien plus impacté par l'artificialisation que d'autres territoires situés davantage à l'intérieur des terres. A nouveau, ceci met en évidence la nécessité de devoir prendre en compte les caractéristiques propres à chaque territoire.

III.3 Territorialisation des politiques publiques : un emboîtement d'échelles à l'aide d'outils

Comme nous l'avons souligné dans les chapitres précédents, les questions environnementales sont avant tout des questions complexes, c'est-à-dire multi-causales, nécessitant la mise en place d'approches systémiques et transversales (Theys 2003). De plus, la variabilité de caractéristiques sociogéographiques propres à chaque territoire nécessite que ces questions soient pensées à l'échelle territoriale, à travers la mise en place de systèmes d'action locaux. Aussi, de manière générale, les questions environnementales ont amené à des changements dans les modalités de prise de décision par rapport à celles pratiquées dans les années 1970, avec la co-gestion (Martin & Novarina 1991) ou la régulation croisée (Crozier & Thoenig 1975), se traduisant, en particulier, par un mouvement de territorialisation quasi-systématique des politiques publiques. Lascoumes (1994) a tout d'abord caractérisé cette évolution par le fait que les politiques publiques environnementales tentent de concilier des intérêts contradictoires de développement économique et social avec des mesures de protection de l'environnement, par la prescription de procédures précisant davantage les modes de relation entre les acteurs

concernés que des normes de contenu – la valeur « environnement » n'étant jamais retenue de façon univoque. Puis, c'est un nouveau modèle de gestion territorialisée de l'action de l'État qui a été décrit, reposant, essentiellement, sur l'institution règlementaire de scènes de négociation entre les parties prenantes (Duran & Thoenig 1996). Celui-ci a entraîné progressivement une autonomisation croissante des systèmes d'action locaux, générant ainsi de nouveaux territoires, distincts des territoires politico-administratifs traditionnels (Salles 2006). Nous montrerons ici comment cette territorialisation des politiques publiques s'est mise en œuvre, à travers les exemples de la gestion de l'eau et de l'aménagement du territoire.

III.3.1 La gestion de l'eau

En France, les évolutions des questions environnementales, et en particulier de leurs impacts sur la ressource en eau (quantitatifs comme qualitatifs), ont amené les pouvoirs publics à faire évoluer les politiques de l'eau vers un mode de gestion dit « rationnel et durable ». En conséquence, jusque dans les années 1980, la gestion de cette ressource consistait avant tout à développer des techniques et des aménagements pour traiter et assainir les eaux usées dans le cadre de politiques de santé publique. Puis, suivant la loi sur l'eau de 1992 (renforcée en 2006), les dernières décennies ont été marquées par une volonté affichée par les pouvoirs publics en faveur d'une gestion dite « intégrée » de l'eau. Celle-ci vise à « favoriser le développement et la gestion coordonnés des ressources en eau, du sol et des ressources associées, permettant de maximiser les bénéfices économiques et sociaux, de façon équitable sans compromettre la pérennité des écosystèmes vitaux »⁶. Parmi les principes fondamentaux d'une gestion intégrée de l'eau, telle qu'adoptée durant la Conférence internationale sur l'eau et l'environnement de Dublin (1992), se retrouve la nécessité que « la gestion et la mise en valeur des ressources en eau associent usagers, planificateurs et décideurs à tous les échelons ». Ce mode de gestion a ainsi conduit à l'implication d'un très grand nombre d'acteurs qui interagissent à plusieurs échelles géographiques entremêlées, dans lequel interfèrent des orientations publiques émanant d'instances centrales avec des décisions négociées entre les acteurs concernés par la gestion de l'eau sur un territoire (Fig. III.10).

Du côté des organismes définissant les grandes orientations de la gestion de l'eau, on retrouve, tout d'abord, au niveau européen, l'Union Européenne qui définit un cadre commun aux États membres, à l'image de la Directive Cadre sur l'Eau (DCE) de 2000 en faveur de l'amélioration de la qualité des eaux. Ensuite, en cohérence avec ces directives européennes, l'État est chargé de la politique de l'eau au niveau national. Par exemple, la transposition en droit français de la DCE a été la Loi sur l'Eau et les Milieux Aquatiques (LEMA) de 2006. Pour la mise en œuvre de cette politique, l'État peut notamment s'appuyer sur le comité national de

⁶ <https://www.gwp.org/>

l'eau, une instance nationale de consultation placée auprès du ministre chargé de l'environnement, afin d'examiner les questions communes aux grands bassins hydrographiques. Ce comité comprend 160 membres, incluant notamment des représentants des usagers, des collectivités territoriales, de l'État et de ses établissements publics, ainsi que les présidents des comités de bassin. L'État s'appuie également sur l'Office Français de la Biodiversité (OFB), un établissement public qui contribue, sur les milieux terrestres, aquatiques et marins, à la surveillance, la préservation, la gestion et la restauration de la biodiversité ainsi qu'à la gestion équilibrée et durable de l'eau en coordination avec la politique nationale. L'OFB est notamment chargé d'apporter des conseils techniques quant aux impacts environnementaux de nouveaux projets sur les territoires. Les agents de l'OFB ont également une mission de contrôle, contribuant à l'exercice de la police administrative et judiciaire relative à l'eau.

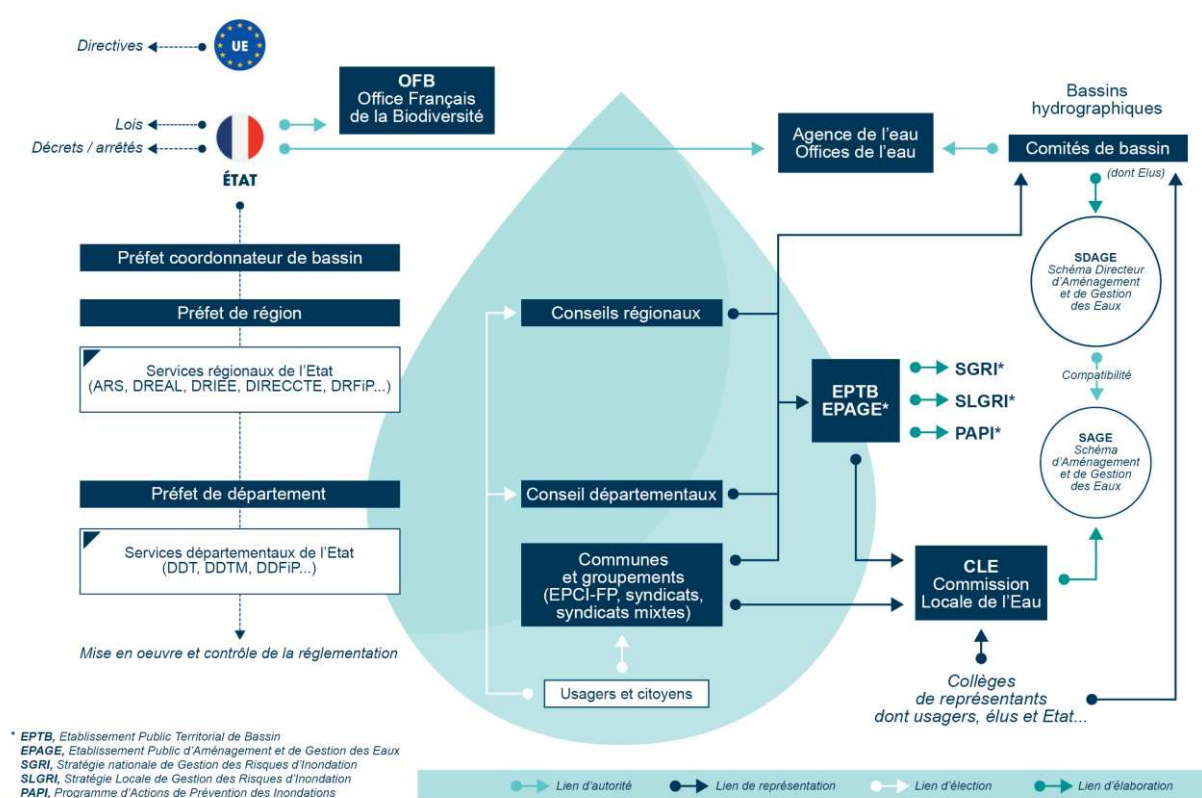


Figure III.10 Les acteurs de l'eau en France en 2023 (Source : FNCCR, Département Cycle de l'eau).

Coordonnée au niveau national, la gestion de l'eau s'effectue ensuite au niveau des bassins hydrographiques des grands fleuves, ou bassins versants (il en existe six en France métropolitaine : Rhin-Meuse ; Artois-Picardie ; Seine-Normandie ; Loire-Bretagne ; Adour-Garonne ; et Rhône-Méditerranée-Corse). En Bretagne, la gestion de l'eau dépend ainsi du bassin hydrographique Loire-Bretagne, qui représente 28% de la surface métropolitaine

(~157 000 km²) (Fig. III.11). Deux organes structurent ensuite la gestion de l'eau au sein de chaque bassin, principalement en termes de planification et d'incitations financières : un comité de bassin, et une agence de l'eau. Tout d'abord, le comité de bassin, réunissant des acteurs publics et privés de l'eau, est une instance de concertation qui élabore la politique de gestion de l'eau sur le bassin. Il est notamment en charge de l'élaboration du Schéma Directeur d'Aménagement et de Gestion des Eaux (SDAGE), lequel doit cadrer la politique de la ressource en eau et de la protection des milieux naturels pour tout le bassin. Sur le bassin Loire-Bretagne, plusieurs enjeux sont définis au sein du SDAGE 2022-2027 : (1) réduire l'impact des activités humaines sur les milieux aquatiques ; (2) assurer une eau de qualité pour des activités et usages respectueux des milieux aquatiques ; (3) maîtriser la gestion quantitative de l'eau dans la perspective du changement climatique ; et (4) privilégier une approche territoriale et placer l'eau au cœur de l'aménagement du territoire.

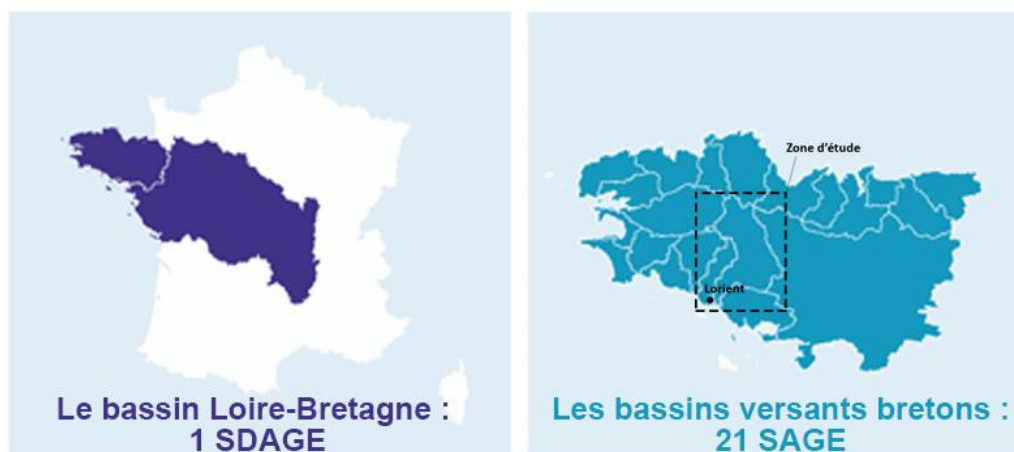


Figure III.11 Différence d'échelle entre SDAGE et SAGE dans le contexte de la gestion de l'eau en Bretagne (OEB 2023).

En parallèle, l'agence de l'eau, qui est un établissement public à caractère administratif de l'État, a pour mission de : (1) soutenir financièrement et techniquement des travaux d'amélioration des milieux aquatiques et de réduction des pollutions ; (2) assister le comité de bassin dans l'élaboration du SDAGE ; (3) produire des données qualitatives sur l'eau ; et (4) mettre en œuvre la gestion intégrée de la ressource. L'agence de l'eau exerce sa mission dans le cadre de programmes d'actions pluriannuels financés à partir de diverses redevances prélevées sur les factures d'eau. Confronté à l'enjeu du changement climatique, l'ensemble des agences de l'eau a ainsi établi des plans d'adaptation respectifs entre 2014 et 2019 (Salles 2022). Cependant, à l'échelle locale, l'agence de l'eau n'a pas d'outils réglementaires contraignants à travers des suivis et contrôles. Elle a principalement pour rôle d'impulser des actions au niveau du bassin hydrographique en incitant financièrement les maîtres d'ouvrage locaux à réaliser des actions correspondant aux enjeux définis dans le SDAGE.

La mise en œuvre locale des politiques de l'eau est ensuite prise en charge par les collectivités territoriales. Tout d'abord, les grandes orientations définies par le SDAGE sont déclinées localement par le biais de Schémas d'Aménagement et de Gestion des Eaux (SAGE). Ce document de planification, déployé à l'échelle de sous-bassins versants, vise à définir et mettre en œuvre une politique locale cohérente en matière de gestion de l'eau et des écosystèmes afin de satisfaire les besoins de tous, sans porter atteinte à la ressource en eau et aux milieux aquatiques. Chaque SAGE est élaboré par une Commission Locale de l'Eau (CLE) comprenant des représentants de l'État, des collectivités locales, et des usagers. La CLE intervient également dans la validation de demandes de financement auprès de l'agence de l'eau en faveur de projets touchant à son bassin versant. A l'échelle de la Bretagne, l'ensemble des 500 bassins versants sont ainsi regroupés au sein de 21 SAGE (Fig. III.11), dont trois recourent en partie le territoire de LA : le Scorff, le Blavet, et, très marginalement (~21 km²), l'Ellé-Isole-Laïta. Depuis 2021, une structure unique de planification est porteuse de ces trois SAGE : le Syndicat Mixte Blavet Scorff Ellé-Isole-Laïta. Ce syndicat est également là pour assurer l'appui technique des trois CLE, et accompagner les maîtres d'ouvrage dans la mise en œuvre d'actions particulières (ex : réductions de pollutions, amélioration des pratiques, effacement d'un plan d'eau...).

A une échelle plus fine, ce sont les communes et leurs groupements (intercommunalités ou syndicats intercommunaux ou mixtes) qui, historiquement, se sont engagés depuis longtemps dans la distribution publique de l'eau et l'assainissement des eaux usées (FEP 2019). Ces collectivités locales sont donc des autorités organisatrices de ces services publics, soit via une gestion déléguée à une personne généralement privée telle que, par exemple, Véolia ou Saur (délégation de service public), soit en gestion directe par la personne publique (régie). Cependant, au cours de la dernière décennie, un ensemble de réformes territoriales (Loi NOTRe⁷, Loi MAPTAM⁸, réforme GEMAPI) a donné lieu à de nombreux transferts de compétences à l'échelle des Etablissement Public de Coopération Intercommunale (EPCI). De fait, comme de nombreuses intercommunalités à présent, LA s'est vu attribuer la compétence « Eau et assainissement », à laquelle se sont ajoutées les compétences « Gestion des eaux pluviales » et « Gestion des Milieux Aquatiques et Prévention des Inondations » (GEMAPI). La combinaison de ces compétences permet alors à l'intercommunalité de devenir le principal gestionnaire de la ressource en eau, ancrant, sur son territoire, la gestion de cette ressource.

Néanmoins, même à cette échelle locale, la gestion de l'eau reste en partie assujettie à une validation par des services déconcentrés de l'État. En particulier, la Direction Départementale

⁷ Loi n° 2015-991 du 7 août 2015 de Nouvelle Organisation Territoriale de la République (NOTRe).

⁸ Loi n° 2014-58 du 27 janvier 2014 de Modernisation de l'Action Publique Territoriale et d'Affirmation des Métropoles (MAPTAM).

des Territoires et de la Mer (DDTM) et l'Agence Régionale de Santé (ARS) sont deux services chargés, de façon complémentaire, de veiller à l'application de la réglementation au niveau local dans différents domaines. Concernant l'ARS, structurée en antennes au niveau départemental, elle est chargée de veiller à l'application de la réglementation sur les volets sanitaires – en particulier via l'instruction des dossiers des collectivités (ou leurs groupements) relatifs aux aspects réglementaires inscrits au code de la santé publique (demande d'autorisation préfectorale). En matière d'eau, l'ARS est notamment en charge du contrôle sanitaire de la qualité de l'eau potable et des eaux liées à d'autres usages (baignade, pêche, activités nautiques), de l'instauration des périmètres de protection de captages et de l'application du Règlement Sanitaire Départemental. En plus de ce volet de contrôle, l'ARS assume également des missions d'accompagnement des acteurs mais aussi des missions de prévention et de communication vis-à-vis des enjeux sanitaires.

Enfin, dans le cas de la DDTM, son premier rôle est l'instruction des dossiers des collectivités (ou leur groupements) pour veiller à la conformité des projets avec les aspects réglementaires inscrits au code de l'environnement (police de l'eau). Cela concerne notamment les demandes de déclaration et d'autorisation préfectorales, par exemple pour : des travaux en milieu aquatique, une suppression de cours d'eau, une création de retenue collinaire ou d'irrigation, ou encore la mise en place de captages destinés à l'alimentation en eau potable. Le second rôle de la DDTM concerne l'aspect « contrôle », qui vise à s'assurer que la réglementation est bien respectée. Il peut s'agir, par exemple, de contrôles sur : des captages (état, débits prélevés, périodes de prélèvements...), des travaux de restaurations de cours d'eau ou de zones humides, ou encore des rejets de stations d'épuration. Notons que la DDTM est également chargée de piloter la Mission Inter Service de l'Eau et de la Nature (MISEN). Réunissant les services de l'État et établissements publics intervenant dans les domaines de l'eau et de la nature au niveau du département, son but est d'améliorer l'efficacité, la cohérence et la lisibilité de l'action publique. Au final, la gestion publique de l'eau renvoie ainsi à un modèle mixte mêlant orientations générales et décisions territorialisées par un emboîtement d'échelles.

III.3.2 L'aménagement du territoire

En France, la planification territoriale est chargée de décliner à l'échelle locale les grandes orientations nationales. Elle vise à assurer le respect de l'équilibre entre le développement urbain d'une part, et la protection des espaces naturels, agricoles et forestiers d'autre part. Elle s'appuie sur un cadre législatif et réglementaire précis, ainsi que sur des documents d'urbanisme, intervenant à différentes échelles géographiques et soumis à un enchevêtrement de normes (Fig. III.12). Qu'ils soient réalisés à l'échelle du bassin d'emploi ou déclinés à

l'échelle intercommunale ou communale, ces documents permettent de définir des orientations en matière de préservation des espaces naturels agricoles et forestiers, d'habitat, de transport et déplacement, de performance environnementale et énergétique, d'aménagement commercial, et de qualité urbaine, architecturale et paysagère. Ils sont élaborés, dans la majorité des cas, par les collectivités territoriales ou leurs groupements, en concertation avec les habitants. Nous présenterons ici quatre échelons de documents de planification différents.



Figure III.12 Hiérarchie des normes en aménagement du territoire et urbanisme.

Tout d'abord, en 2015 la Loi NOTRe a introduit l'élaboration d'un Schéma Régional d'Aménagement, de Développement Durable et d'Égalité des Territoires (SRADDET) parmi les attributions des Régions en matière d'aménagement du territoire. Document unique et transversal, ce « Schéma des schémas » vise à fixer des objectifs de moyen et long termes en lien avec plusieurs thématiques, parmi lesquels nous pouvons citer : habitat, gestion économe de l'espace, équilibre et égalité des territoires, désenclavement des territoires ruraux, lutte contre le changement climatique, pollution de l'air, protection et restauration de la biodiversité. Selon la hiérarchie des normes, les objectifs du SRADDET s'imposent ensuite aux documents d'échelons inférieurs dans un rapport de prise en compte, tandis que ces mêmes documents doivent être compatibles avec les règles générales du SRADDET. En Région Bretagne, après un long processus d'élaboration et de consultation, un SRADDET a été adopté en 2020⁹. Il comporte un ensemble d'orientations stratégiques autour de 38 objectifs, ainsi que des mesures à caractère réglementaire, bien que toutefois limité. Ce document renforce de fait le rôle d'autorité coordinatrice et organisatrice de la Région en matière d'aménagement du territoire, en lien étroit avec les EPCI.

⁹ <https://www.bretagne.bzh/actions/grands-projets/breizhcop/sraddet/>

A l'échelon hiérarchique inférieur, le Schéma de Cohérence Territoriale (SCoT) constitue un document d'urbanisme pivot et intégrateur, fixant les orientations fondamentales pour un certain nombre de politiques publiques au niveau supracommunal (à l'échelle d'une aire urbaine, d'un large bassin de vie, ou d'un bassin d'emploi). Le SCoT dont dépend LA, adopté en 2018, englobe ainsi une zone géographique plus large que l'intercommunalité elle-même, comprenant également la communauté de commune limitrophe de Blavet-Bellevue-Océan, et formant ce qui est appelé le Pays¹⁰ de Lorient. Depuis 2018, le Pays de Lorient comprend également l'intercommunalité limitrophe de Quimperlé Communauté, située à l'ouest de LA. Cependant, du fait de ce regroupement récent, cette intercommunalité n'avait pas été intégrée à l'actuelle SCoT du Pays de Lorient et dispose de son propre SCoT, adopté en 2017. La prochaine révision du SCoT permettra certainement l'émergence d'un document unique pour ce nouveau Pays de Lorient. La couverture territoriale des SCoT (et autres documents de planification urbaine) se retrouve ainsi en superposition avec les territoires dessinés par les outils de planification liés à l'eau (SDAGE, SAGE) (Fig. III.13).

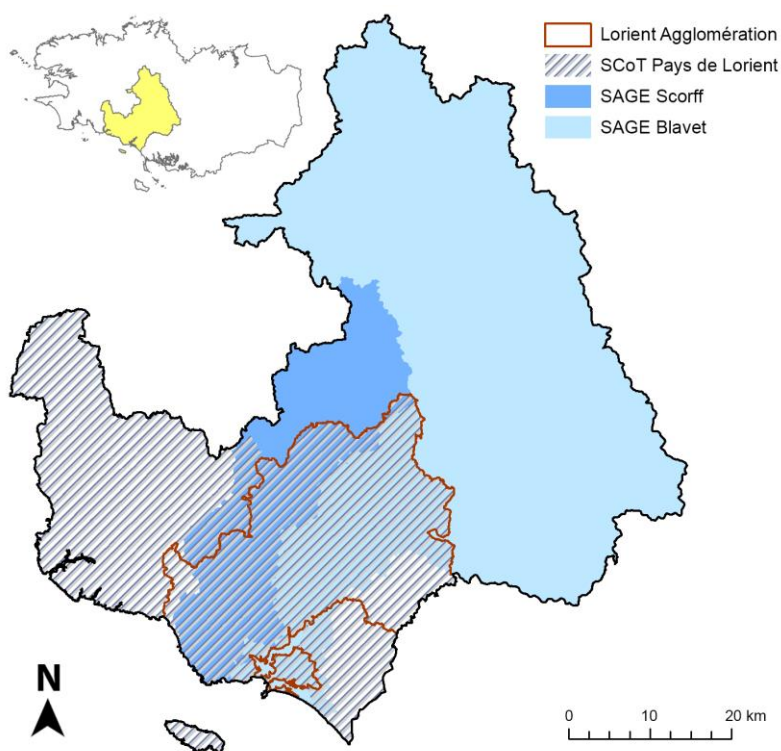


Figure III.13 Entremêlement de la couverture territoriale de documents de planification (SCoT et SAGE) dont dépend l'intercommunalité de Lorient Agglomération. La zone hachurée représente le Pays de Lorient tel qu'il existe depuis 2018, composé de deux SCoT : l'un spécifique à l'ancien Pays de Quimperlé (Quimperlé Communauté), et l'autre spécifique à l'ancien Pays de Lorient (LA et Blavet-Bellevue-Océan).

¹⁰ "Ni échelon administratif, ni collectivité territoriale, le Pays est un territoire présentant une cohésion géographique, culturelle, économique et sociale dont les communes qui le composent élaborent un projet commun de développement." Loi Voynet du 25/06/1999.

Le SCoT est destiné à servir de cadre de référence pour différentes politiques sectorielles d'aménagement du territoire, telles que celles centrées sur les questions de l'habitat, des transports, de l'environnement et du développement économique. Il vise à établir un projet de territoire à relativement long terme (environ 20 ans), anticipant les conséquences du changement climatique, et les transitions démographiques, écologiques, énergétiques... Ce document a pour intérêt principal d'intégrer (soit via une prise en compte ou en étant en comptabilité avec) l'ensemble des normes d'échelons supérieurs, de manière à ce que les documents d'urbanismes d'échelons inférieurs n'aient à se référer qu'à lui. Ce jeu de hiérarchisation de la norme juridique permet ainsi d'inscrire les enjeux de l'eau et de la biodiversité aux enjeux économiques portés par les outils d'aménagement et d'urbanisme (le SCoT devant être en compatibilité avec les objectifs des SDAGE et SAGE) (Barone 2012).

Enfin, à l'échelon inférieur, le Plan Local d'Urbanisme (PLU) est un document d'urbanisme visant à construire un projet d'aménagement à l'échelle d'une commune ou d'un groupement de communes (PLUi). Devant être en compatibilité avec le SCoT, ce document fixe des règles très opérationnelles pour encadrer l'aménagement. Il constitue le plan de référence pour l'octroi ou le refus des autorisations d'urbanisme. Il traduit aussi l'ensemble des orientations politiques des acteurs locaux en matière d'aménagement. A titre d'exemple, le SCoT du Pays de Lorient prescrit que : « Les PLU (ou le document en tenant lieu), dans leur rapport de présentation, étudient les compatibilités des projets d'aménagement du territoire avec les capacités en eau potable afin d'assurer en amont de l'ouverture à l'urbanisation, la bonne adéquation entre objectifs de développement résidentiel et touristique et besoins en eau potable ». De la même manière, la carte communale est un document d'urbanisme similaire, à destination des petites communes n'ayant pas élaboré de PLU. Il vise à délimiter les secteurs de la commune où les constructions sont autorisées, et où la commune pourra délivrer des autorisations de construire. L'autorisation finale de construire sera ensuite accordée via un permis de construire, devant lui-même être en conformité avec le PLU, PLUi ou la carte communale.

III.4 Conclusion

« Au vu de l'accélération des interdépendances entre le climat, l'eau, le Vivant et la société, le problème public de l'eau change d'ampleur, de nature et de gouvernance » (Salles 2022). L'exemple de la Région Bretagne, et plus particulièrement du territoire intercommunal de LA, illustre bien le besoin de développement d'approches territorialisées, afin de s'adapter à la grande variabilité de contextes sociogéographiques. Une telle prise en compte des caractéristiques territoriales a par conséquent mené au développement d'une gestion dite intégrée de l'eau. Cette nouvelle approche invite notamment à rompre avec la conception extractiviste et utilitariste de l'eau, réduite à une « ressource » dédiée aux usages socio-

économiques, afin de passer à une conception de l'eau en tant que « milieu naturel et partagé » – dont les objectifs de gestion doivent être définis de manière concertée tout en préservant les milieux naturels (De Godoy Leski 2021).

Cette volonté politique de favoriser les approches intégratives de l'environnement aux différentes échelles de gestion s'observe également à travers le rapprochement entre acteurs et outils issus du monde de l'eau et ceux issus du monde de l'urbanisme et de l'aménagement (Barone et al. 2018). Cela a conduit à la création et l'emboîtement successif d'outils d'action publique toujours plus nombreux (SDAGE, SRADDET, SAGE, SCOT, PLU...), procédant à un maillage de plus en plus systématique du territoire, élargi bien au-delà des limites des intercommunalités. Cet emboîtement d'échelles, ainsi que la présence de nombreuses compétences et outils de planification, place l'échelle intercommunale au croisement d'enjeux locaux et régionaux. Au final, il semblerait que les politiques publiques mises en œuvre en France aient bien intégré le caractère systémique et transversal des enjeux de l'eau et de l'environnement, couplé à une adaptation au plus près des spécificités propres à chaque territoire. En d'autres termes, en se fondant uniquement sur une analyse des textes réglementaires, l'approche mise en œuvre semble mieux adaptée pour répondre au nouveau contexte de gestion.

Elle repose sur des jeux d'alliance inédits avec un nombre élargi d'acteurs où certains d'entre eux, non humains, ont acquis une agentivité – c'est-à-dire une capacité d'agir. Certes, avec le débit réservé des cours d'eau imposé par le code de l'environnement, il peut être considéré qu'un débit de cours d'eau, en cas de pénurie, possède une capacité d'agir. Toutefois, on peut supposer que l'inscription de la gestion de l'eau dans les territoires permette de renforcer cette capacité des milieux à acquérir de l'agentivité au nom de sa gestion intégrée, mêlant impératifs de production d'eau potable et de préservation des milieux. En d'autres termes, cette notion de gestion intégrée détache la gestion de l'eau du projet moderniste extractiviste pour l'ancrer dans les spécificités d'un territoire grâce à un nouveau jeu d'alliance entre humains, non-humains et entités naturelles (Latour 2017). Néanmoins, la question se pose de savoir si cette gestion est toujours effective et efficiente une fois mise en œuvre localement, ce qui sera exploré dans le chapitre suivant.

CHAPITRE IV

LA GESTION INTEGRÉE DE L'EAU FACE AUX LOGIQUES DE L'ACTION ADMINISTRATIVE À L'ECHELLE TERRITORIALE

Résumé

En France, afin d'assurer la pérennité des usages et des milieux naturels, la volonté affichée par les pouvoirs publics, à travers l'orientation des textes réglementaires, semble aujourd'hui tournée vers une approche dite « intégrée » de la gestion de l'eau, conduisant notamment à prendre en considération les spécificités d'un territoire, composées d'une pluralité d'acteurs et de son environnement. Ce mode de gestion vise ainsi à inclure le caractère systémique et transversal des enjeux de l'eau, associé à une gouvernance plus locale de l'eau. Cependant, la question se pose de savoir si cette gestion est toujours effective et efficiente une fois mise en œuvre localement. Dans ce contexte, ce chapitre vise à comprendre comment cette territorialisation des politiques de gestion de l'eau s'effectue au sein d'une intercommunalité – celle de Lorient Agglomération – entre la prise en compte des spécificités du territoire et les logiques des agents. Il ressort que la gestion de l'eau est organisée en filières et marquée par une logique technico-administrative orientée par l'application des procédures réglementaires, au détriment des citoyens, de la ressource et des milieux. Ce travail illustre ainsi que, malgré les ambitions affichées, les catégories de penser et d'action de l'administration ne permettent toujours pas une réelle gestion intégrée de l'eau à l'échelle des territoires. Ce constat est d'autant plus problématique que l'eau fait également de plus en plus face à des pressions d'origine climatique, lesquelles sont encore trop peu prises en compte dans les différents outils de planification (SDAGE, SAGE, SCoT, PLU). Il en découle un réel besoin de scénarisation du futur au niveau local, pour prendre aujourd'hui des décisions sur la stratégie d'adaptation des territoires. Cela invite ainsi à imaginer de nouvelles méthodologies pour une gestion de la ressource en eau qui soit effectivement intégrée, répondant à plusieurs enjeux:

- (1) **Cohérence** : Adopter une vision plus systémique et transversale des enjeux socio-environnementaux sur le territoire.
- (2) **Participation** : Construire une dynamique intégrant l'ensemble des acteurs du territoire.
- (3) **Planification** : Mieux prendre en compte et rendre visible les pressions futures à l'échelle locale.

CHAPTER IV

INTEGRATED WATER MANAGEMENT AND THE LOGICS OF ADMINISTRATIVE ACTION AT LOCAL SCALE

Abstract

In France, in order to ensure the durability of water uses and natural ecosystems, an « integrated water resource management » has been relatively promoted by public authorities over the last decades (for instance through the orientation of regulatory texts). This management approach aims at taking into consideration the specificities of a given territory, composed of its environment and a plurality of stakeholders living in it, in order to account for the systemic and transversal characteristics of water, associated with local governance. However, it may be necessary to check if this approach is still efficient and effective once implemented at local scale. In this context, our study aims at understanding how this territorialisation of water management policies is carried out inside a local authority – the conurbation of *Lorient Agglomération* – between the consideration of territorial particularities and the professional logics of its administrative agents. Our results highlight that, in this local authority, water management is organized through different sectors: drinking-water/sanitation, urbanism, aquatic ecosystems... Water management is also marked by a technical administrative logic mostly guided through the application of regulatory procedures. Such logic leaves in the dark water users and, more broadly, citizens, the water resource as a whole, ecosystems and their inhabitants, the non-human livings. This highlights that, despite stated ambitions (at legislative and regulatory levels), the categories of thinking and acting of local administrations do not allow effectively an integrated water management at local scale. Such conclusion is even more problematic considering that water is facing increasing climatic pressures, which are greatly overlooked into many planning documents (e.g. SDAGE, SAGE, SCoT, PLU). This illustrates a real need for prospective tools at local scale, in order to guide decisions-making regarding adaptation strategies. This calls for the innovation of new methodologies regarding integrated water management, answering several needs:

- (1) **Consistency:** Adopt a systemic and transversal vision of social-environmental stakes at local scale.
- (2) **Participation:** Create a dynamic integrating the diversity of stakeholders from a given territory.
- (3) **Planning:** Better take into account and make visible future pressures at local scale.

IV.1 Introduction

En France, afin d'assurer la pérennité des usages et des milieux naturels, la gestion de la ressource en eau s'est singulièrement complexifiée durant les dernières décennies, à la faveur de lois successives (1964, 1992 et 2006). Aujourd'hui, la volonté affichée par les pouvoirs publics semble davantage tournée vers une approche dite « intégrée ». Cette gestion intégrative vise à associer le caractère systémique et transversal des enjeux de l'eau pour dépasser une vision sectorielle, tout en mettant en place un système de gouvernance qui inclut tous les acteurs de la société présents sur un territoire. La notion de gestion intégrée entend ainsi prendre en compte les spécificités d'un territoire, composées d'une pluralité d'acteurs et leurs représentants, ainsi que la ressource locale en eau et l'environnement de manière générale y compris les vivants non-humains. L'objectif des textes à l'origine de cette évolution était ainsi de renforcer l'efficacité, la durabilité, et l'acceptabilité par les usagers de la gestion de l'eau. Ces changements se sont accompagnés de l'émergence de nouveaux professionnels de la gestion de l'eau (chargés de missions, animateurs SAGE, techniciens de rivières...), dont les missions ont demandé de plus en plus de compétences transdisciplinaires afin de répondre aux enjeux de cette gestion (Richard-Ferroudji 2014).

Cependant, bien que la notion de gestion intégrée soit désormais acquise, son application reste difficile, avec de nombreuses nuances en fonction des territoires (Hellier et al. 2009). Il est apparu, notamment, que l'évolution de la législation ne constitue pas en soi une garantie de meilleure prise en compte de l'eau dans l'aménagement du territoire (Barone 2012). L'approche actuelle n'a ainsi pas empêché la destruction continue de zones humides, ou, parfois, l'absence d'adéquations entre objectifs de développements résidentiel et touristique avec les besoins en eau potable. De plus, il existe de réelles difficultés à engager les parties prenantes dans une gestion couplée des eaux de surface et des eaux souterraines¹¹, alors même que celles-ci représentent un enjeu majeur de la gestion intégrée du fait de leurs interconnexions (De Graaf et al. 2019). Enfin, une dernière difficulté rencontrée par l'application de la gestion intégrée réside dans sa dimension participative. En effet, malgré le développement de la participation des acteurs du territoire à la décision publique (Mermet & Berlan-Darqué 2009), notamment au travers de réglementations et dispositifs¹² qui tendent à faire participer davantage les citoyens, les outils de gestion du territoire – tels les SAGE, SCoT et PLU – ne laissent généralement que peu de place à la participation citoyenne (Massot et al. 2021).

¹¹ Seulement 8 des 181 SAGE mis en œuvre ou en cours d'élaboration intègrent les eaux souterraines (Rinaudo et al. 2021).

¹² Exemple : Commissions Locales de l'Eau (CLE), Enquêtes publiques et commissions en préfecture...

Impliquant le transfert de nombreuses compétences à l'échelle des territoires, une des conséquences notables des réformes territoriales des dernières décennies (Loi NOTRe, Loi MAPTAM, réforme GEMAPI) a été, notamment, le rapprochement entre les compétences des acteurs de l'eau et les compétences des acteurs de l'urbanisme et de l'aménagement (Barone et al. 2018). Ceci illustre une volonté politique de favoriser les approches intégratives entre les catégories d'acteurs présents dans chaque échelle de gestion (De Godoy Leski 2021). Les services dédiés des collectivités territoriales et leurs groupements, notamment, se sont ainsi vu confier la charge de définir les grandes lignes de ces politiques. Toutefois, à travers l'élaboration de systèmes d'action locaux (Salles 2006), cette territorialisation de la politique de gestion de l'eau s'appuie sur une administration qui doit, elle-même, faire face à des transformations à travers l'injonction au professionnalisme, définie comme « un ensemble d'impératifs imposés de l'extérieur à des travailleurs soumis à de nouvelles définitions de leurs missions et confrontés à des normes d'efficacité pilotant leur activité » (Boussard et al. 2010). Ainsi, les services des collectivités doivent faire face à une complexification réglementaire de la gestion de l'eau, redéfinissant le cadre de cette gestion, dans un contexte plus général où des normes professionnelles d'efficacité deviennent plus prégnantes.

Dans ce contexte, alors que la territorialisation des politiques environnementales a été analysée en rapport avec les régulations économiques du marché ou le fonctionnement démocratique de nos sociétés (Salles 2006 ; Sintomer 2011), ce chapitre vise à questionner l'articulation entre cette territorialisation de la gestion de l'eau et les logiques des services administratifs soumis à cette injonction au professionnalisme. Pour analyser le lien au territoire, nous chercherons, en particulier, à comprendre comment la gestion locale de l'eau s'effectue dans l'intercommunalité de Lorient Agglomération (LA) (personnes ressources, conflits, problèmes posés...), entre la prise en compte des spécificités du territoire et les logiques de l'action administrative. Par logiques, nous entendons les catégories de penser et d'action adoptées par les services des collectivités et leurs groupements. Ces logiques dépendent, à la fois, des routines des acteurs et de la situation d'action, prenant ainsi en compte l'histoire et la culture des services dans l'élaboration des actions (Amblard et al. 1996).

Ce chapitre vise également à comprendre les contraintes des acteurs de ce territoire, et comment sont prises en compte les pressions climatiques et anthropiques localement, permettant d'identifier des enjeux plus spécifiques concernant la démarche à développer. Les résultats seront présentés en deux temps : premièrement, nous présenterons comment la dimension territoriale (écologique, physique, humaine, géologique) de la gestion de l'eau est « invisibilisée » au profit de l'action administrative régie par ses propres normes, puis, dans un second temps, nous montrerons la façon dont les acteurs pouvant porter les intérêts de cette dimension territoriale sont marginalisés dans le débat public.

IV.2 L'analyse de la gestion de l'eau à Lorient Agglomération

Comme il a été précisé dans le chapitre précédent, LA est à présent le principal gestionnaire de la ressource en eau sur son territoire suite à l'acquisition de la compétence « Eau et Assainissement » en janvier 2012, puis des compétences « Gestion des eaux pluviales », et « Gestion des Milieux Aquatiques et Prévention des Inondations » (GEMAPI) en janvier 2018. La mise en œuvre de ces compétences s'est traduite par une organisation en différentes directions et services reposant, de manière habituelle en France, sur une séparation administrative du grand et du petit cycle de l'eau. Pour ce qui est du petit cycle de l'eau, renvoyant au processus de production de l'eau potable et à son assainissement, il est rattaché à la Direction Eau et Assainissement (DEA). Le grand cycle de l'eau, quant à lui, renvoyant au cycle naturel de l'eau, est rattaché au service GEMAPI de la Direction Environnement et Développement Durable (DEDD), laquelle doit garantir la circulation et la qualité de l'eau dans le milieu naturel. Ainsi, si en théorie ces deux services œuvrent selon des objectifs fixés par l'intercommunalité, dans la pratique ils doivent faire face à des intérêts divergents. En effet, la quantité d'eau disponible sur le territoire étant limitée (définie par les apports météorologiques), il est donc nécessaire d'assurer un partage entre besoins anthropiques et besoins des écosystèmes, enjeu majeur de la gestion.

Sur ce territoire, le système d'alimentation en eau s'appuie actuellement à plus de 80% sur des prélèvements dans les eaux de surface, dans les rivières du Scorff et du Blavet. Cette caractéristique s'explique par le contexte géologique cristallin (roches granitiques et schisteuses) du massif Armoricaire, qui ne favorise ni l'accès à la ressource, ni le stockage dans des aquifères sur de longues périodes. Cela induit une faible disponibilité en eau souterraine, couplée à une forte variabilité spatiale et temporelle de la ressource, qui peut malgré tout s'avérer abondante localement. C'est ainsi que, sur le territoire de l'intercommunalité, un captage d'eau souterraine fut aménagé à partir de 1991 à Kermadoye, sur la commune de Ploemeur (cf. Fig. III.1, Chapitre III). Dans un contexte de diversification de l'approvisionnement en eau potable, un autre projet d'exploitation des ressources souterraines est à l'étude sur la commune voisine de Guidel depuis une quinzaine d'années : le captage de Saint-Mathieu. Cristallisant de multiples tensions, ce projet nous a servi, en quelque sorte, d'analyseur pour décrypter les logiques à l'œuvre dans les services de LA.

Les données ont été collectées entre mai 2020 et septembre 2021 selon différentes méthodes : lectures de documents et d'archives, visionnage de documents vidéo, etc..., mais surtout au cours d'entretiens compréhensifs auprès d'un panel de 26 acteurs représentant des organismes et institutions concernés par la gestion de l'eau, ainsi qu'auprès d'usagers : intercommunalité (services techniques de LA et certains élus) ; services déconcentrés et

agences de l'État (DDTM¹³, ARS¹⁴, DREAL¹⁵) ; institutions publiques environnementales (OFB¹⁶, Agence de l'eau Loire-Bretagne, Département du Morbihan, Natura 2000, Syndicat Mixte Blavet Scorff Ellé-Isole-Laïta) ; organismes agricoles (Chambre d'Agriculture du Morbihan) ; membres d'associations (pêcheurs, naturalistes) ; usagers (agriculteurs et riverains).

L'objectif de ces entretiens était de laisser l'interlocuteur s'exprimer librement sur des thèmes que la personne enquêtant lui avait préalablement présentés. Ainsi, il a été demandé, le plus souvent, que l'interviewé se présente et décrive la structure pour laquelle il travaillait, le contenu de ses tâches et leur évolution ainsi que les relations qu'il entretenait avec les autres structures ou particuliers. A partir du corpus formé par ces entretiens, une analyse thématique a été réalisée permettant des comparer entre-eux. Les différents thèmes qui ont organisé cette analyse permettaient de faire le lien entre les logiques d'action des acteurs et la façon dont les agents mettaient en œuvre la gestion intégrée de l'eau sur le territoire.

IV.3 L'invisibilisation du territoire

Sur le territoire de LA, la gestion de l'eau par les services de l'intercommunalité reste marquée par une approche principalement technico-administrative, c'est-à-dire résultant, avant tout, de l'application de règlements. Ainsi, les personnes interrogées dans les services de LA définissent leur principal rôle professionnel en un suivi administratif des différents dossiers. Toutefois, comme elles ne possèdent pas toutes les compétences techniques dans leurs services, le montage de nombreux dossiers se fait généralement par appel d'offre auprès de bureaux d'études spécialisés. Les agents ont instauré ainsi une division du travail où l'identification des spécificités territoriales est déléguée à des bureaux d'études alors qu'eux-mêmes ne s'occupent que du volet administratif du dossier, c'est-à-dire l'évaluation de sa conformité aux normes règlementaires. Cette division du travail circonscrit également le champ des interlocuteurs avec lesquels les agents sont principalement en interaction en dehors des services intercommunaux, dont les représentants des autres administrations (ARS, DDTM, ...).

Cette logique technico-administrative se traduit par une sorte d'« invisibilisation » de la dimension territoriale de la gestion de l'eau en raison d'une difficulté à identifier et à intégrer les caractéristiques locales du territoire. Cette invisibilisation s'observe, tout d'abord, sous un angle hydrologique où les enjeux de l'eau ne semblent jamais pris en compte dans leur globalité. Ainsi, les personnes enquêtées dans les services fondent leur argumentation, principalement, sur une représentation « filiéro-centriste » de l'eau, le petit cycle et le grand cycle de l'eau se trouvant de la sorte toujours administrativement séparés au sein de deux services qui, malgré

¹³ Direction Départementale des Territoires et de la Mer

¹⁴ Agence Régionale de Santé

¹⁵ Direction Régionale de l'Environnement, de l'Aménagement et du Logement

¹⁶ Office Français de la Biodiversité

des échanges réguliers, peinent à instituer une transversalité. En effet, du fait des récentes réformes territoriales, les compétences opérationnelles et une partie du personnel des anciens syndicats mixtes de bassins versant (ceux de la Vallée du Scorff et du Blavet) ont été absorbés par LA. Dans cette grande intercommunalité, les agents sont regroupés en différents services dont les missions sont fléchées, ne permettant pas une approche transversale : chacun reste chargé de sa mission (tourisme, eau potable, environnement, urbanisme...) sans que des espaces n'aient été institués pour construire des transversalités.

De plus, les nouvelles missions confiées à ces personnes se sont retrouvées profondément changées une fois intégrées aux services de l'intercommunalité. Les tâches plus administratives ont été renforcées. Ainsi, alors que les dernières décennies avaient vu l'émergence de professionnels transdisciplinaires dans le domaine de la gestion de l'eau, une fois intégré au sein de structures plus importantes dans des services préexistants, une partie de ces acteurs trouvent leurs tâches restreintes par un cadre administratif prégnant les empêchant d'avoir une approche transversale. De ce fait, malgré le regroupement de nombreuses compétences (eau, urbanisme, agriculture...) au sein d'une structure intercommunale unique, à l'heure actuelle, il ne semble pas y avoir de convergences systématiques et concrètes des actions mises en œuvre sur le territoire. Des nuances peuvent bien sûr être apportées à ce constat : le service GEMAPI inclut dans ses missions un croisement entre ressource en eau et agriculture¹⁷. Cependant il n'existe pas d'approche transversale systémique plus large. L'eau se retrouve ainsi souvent le dernier facteur pris en compte dans les réflexions sur le développement du territoire. Il découle de cette organisation, notamment, une réelle difficulté à prendre en compte la dimension souterraine de la ressource et ses interactions avec la surface du fait d'un manque de connaissances et des incertitudes qu'elles génèrent.

Le second élément qui structure l'action administrative des services de LA et, plus particulièrement, la DEA, concerne les objectifs de la gestion de la ressource qui résultent d'une conception utilitariste de l'eau visant à répondre principalement à la satisfaction des besoins humains. Par exemple, le projet de captage de Saint-Mathieu découle d'un problème technique clairement énoncé pour la collectivité : la nécessité de diversifier ses approvisionnements en eau afin de répondre aux besoins d'une population toujours plus importante, en particulier en période estivale du fait du tourisme. La réponse des services de l'intercommunalité aura ainsi pour objectif principal de résoudre ce problème d'un point de vue technique, décision de faire un captage, et administratif, mise en place de la procédure réglementaire. Cependant, rien n'est dit ou fait pour les autres enjeux soulevés par ce captage (comme l'impact sur les paysages par exemple). Ce problème posé par la nature de la réponse

¹⁷ Notamment autour de la problématique des pollutions diffuses et de la renaturation des cours d'eau.

administrative a d'ailleurs déjà été souligné, les administrations ayant tendance à penser l'environnement comme un tout administrable (c'est-à-dire un problème identifié appelant une réponse univoque), comme un objet à administrer réductible à une hypothèse causale là où les problèmes environnementaux sont avant tout complexes et multi-causaux (La Branche & Warin 2006).

De ce fait, cette invisibilisation des enjeux de l'eau traduit également une invisibilisation de l'environnement en général, qui se retrouve être, bien souvent, « la dernière roue du carrosse » dans les projets d'aménagement. Il peut notamment arriver que le service de l'intercommunalité en charge des études environnementales soit consulté pour la validation d'un projet d'aménagement, alors même que le projet en question, géré par un autre service de l'intercommunalité, a déjà été lancé. La prise en compte des impacts environnementaux des décisions (sur les milieux, les paysages, les attachements des personnes aux lieux, ...) apparaît ainsi secondaire si elle n'est pas explicitement précisée dans la procédure, alors que les projets d'aménagement ont toujours des effets sur les milieux. Par exemple, dans le cas d'un captage spécifique (dossier administré par la DEA), les rivières et zones humides présentes à proximité (évaluées par le service GEMAPI) peuvent s'assécher, ce qui fut le cas à la suite de l'implantation, en 1991, du captage sur la commune de Ploemeur. Au sein même des services de l'intercommunalité il semble donc y avoir une priorisation des enjeux directement utilitaristes se traduisant parfois par une invisibilisation d'une vision plus intégrée de la gestion de l'eau. Ainsi, encore aujourd'hui, l'objectif de production de l'eau semble même s'imposer au service GEMAPI.

Pour certains dossiers, les services de LA ont toutefois l'obligation réglementaire de prendre en compte l'impact sur les milieux. Le contrôle de la perturbation est effectué, notamment, par la DDTM lors de l'instruction du dossier. L'atteinte éventuelle aux milieux est alors estimée lors d'une étude d'impact réalisée par un bureau d'étude durant la phase de montage du dossier. Comme le prévoit les réglementations, les services techniques de LA mettent ensuite en œuvre une séquence dite Eviter-Réduire-Compenser (ERC) : toute atteinte aux milieux naturels et aux services associés doit être évitée et, à défaut, réduite, puis compensée en dernier lieu¹⁸. Lors des entretiens, plusieurs interlocuteurs ont indiqué que les mesures compensatoires sont souvent considérées par ces services comme une solution pour poursuivre des projets jugés nécessaires, faisant là-aussi primer une logique technico-administrative en adaptant les textes réglementaires (Arnauld de Sartre & Doussan 2018). Concernant la séquence ERC, cette logique conduit à penser les milieux comme interchangeable (un assèchement de zone humide existante contre la mise en eau, ou protection, d'une autre parcelle) alors que ce milieu disparu, avec sa faune et sa flore associées, ne pourra jamais être recréé à l'identique et que

¹⁸ Ce principe a été précisé par plusieurs textes juridiques entre 1976 et 2016.

l'attachement des individus aux sites n'est jamais pris en compte. De plus, recréer un écosystème prend du temps (période durant laquelle les espèces et services écosystémiques du milieu naturel ne sont plus présents), voire se solde parfois par un échec.

Le deuxième élément qui joue en défaveur de l'environnement concerne directement le mode de raisonnement de la DDTM lors des procédures d'autorisation. Un fonctionnaire de la DDTM nous a ainsi expliqué la façon dont il se représente son travail : l'article R214-1 du code de l'environnement définit une liste de titres (prélèvements, rejets, impacts, etc.). Il doit opérer alors « un rubriquage du projet », c'est-à-dire découper le projet entre les différents éléments relevant de titres différents. Une fois ce rubriquage achevé, il doit regarder si les seuils autorisés seront ou non dépassés. En d'autres termes, une demande d'autorisation est ainsi réduite à deux opérations : savoir quels seuil ou contrainte réglementaire s'appliquent (le rubriquage) et quelles sont les limites posées dans chaque rubrique. Concernant la gestion des milieux aquatiques, une logique similaire s'applique où le personnel aurait, à sa disposition, un catalogue de mesures. Il s'agit ainsi de choisir dans ce catalogue, la mesure qui semble la plus adaptée au territoire. Dans les deux cas, l'adaptation aux spécificités des cours d'eau, donc les caractéristiques de l'environnement naturel, est peu prise en compte. L'agentivité des milieux est réduite à portion congrue.

Ce mode de gestion est également étendu à la prise en compte de la spécificité des sociétés locales. Dès lors, un certain nombre d'acteurs ressentent un manque de cohérence des politiques publiques au sein du territoire. Dans le cadre du projet de captage de Saint-Mathieu, par exemple, certains représentants professionnels et représentants d'organismes estiment qu'il pourrait également être pertinent de questionner, en amont, la capacité d'accueil du territoire en termes de population (qu'elle soit résidentielle ou touristique), notamment vis-à-vis des politiques d'urbanisme, d'attractivité du territoire, et de développement économique. De même, concernant des projets visant à l'amélioration de la qualité écologique de cours d'eau, certains agriculteurs ont évoqué l'incohérence, vécue comme une forme d'injustice, entre les efforts qui leur sont demandés et d'autres démarches menées par les services de l'urbanisme de l'intercommunalité, notamment en autorisant la poursuite de l'artificialisation des sols¹⁹.

La prédominance de la logique technico-administrative dans une approche utilitariste est plus prégnante au sein du service gestionnaire du petit cycle de l'eau. Cela s'explique par plusieurs facteurs. Tout d'abord, ce service a été créé en premier, ancrant ainsi sa légitimité dans son histoire et lui permettant d'imposer ses impératifs. De plus, il dispose d'un budget alloué par l'intercommunalité, réparti entre ses différentes missions, auquel s'ajoute un budget annexe

¹⁹ Au cours des 20 dernières années, environ 65 ha de terre ont été artificialisées chaque année sur le territoire de LA (Audélor, 2021), avec notamment une moyenne d'environ 8 ha par an sur la seule commune de Guidel.

provenant des redevances des usagers de l'eau potable. Si le service GEMAPI dispose également d'un budget de fonctionnement alloué par l'intercommunalité, une partie de ses financements dépend en revanche de demandes de subventions sur projet auprès de l'Agence de l'eau, du Département ou de la Région. Cette différence permet à la DEA, en raison de son financement récurrent, une plus grande indépendance décisionnelle et fonctionnelle, là où le service GEMAPI doit conditionner ses interventions à l'affectation de moyens toujours hypothétiques et limités dans le temps, tout en étant comptable, pour recevoir ces moyens, de l'efficacité de ses interventions. Aussi, même si ces services sont complémentaires dans leurs missions, avec des approches découlant, dans les deux cas, d'une logique technico-administrative, il apparaît que leur rapport à l'eau et au territoire s'incarne dans des modes de raisonnement différents.

Au final, le poids de la logique technico-administrative mise en œuvre par les services de l'intercommunalité découle, certes, des textes règlementaires et de l'organisation de la collectivité, mais également de la prégnance des routines professionnelles des agents (Reynaud 1998)²⁰. En effet, la règle ne permettant pas de cadrer totalement les logiques d'action, ce sont les routines qui comblent ce qui n'est pas précisé par la règle (Maugeri 2002). Ainsi, malgré les évolutions des règles (des cadres législatif et réglementaire visant la gestion intégrée de l'eau), il peut être supposé que les routines, établies de longue date, adaptent le nouveau cadre réglementaire aux logiques préétablies, ce que souligne, par exemple, les personnes enquêtées arrivées plus récemment dans la structure. Il en découle que, malgré les objectifs affichés en matière de gestion intégrée de l'eau, cette dimension inclusive est difficilement traitée de manière explicite, la gestion concrète étant encore conçue et organisée en filières (Piquette & Wintz 2009), laissant dans l'ombre, en particulier, les non-humains et autres vivants.

IV.4 L'invisibilisation des acteurs

Une autre façon de renforcer la gestion intégrée d'une ressource naturelle est d'accentuer son lien avec un territoire. Or, la logique technico-administrative des services de LA, invisibilisant la dimension territoriale de la gestion de l'eau, est également perceptible à travers les relations qu'ils entretiennent avec les autres acteurs du territoire. Ainsi, la gestion mise en œuvre actuellement tend à impliquer principalement les acteurs institutionnels (les élus et services intercommunaux ainsi que les services déconcentrés et agences de l'État), au détriment d'une démarche de concertation ou de co-construction qui inclurait usagers, gestionnaires et décideurs à tous les échelons.

²⁰ Les routines permettent de réduire « une polyphonie cognitive en guidant ou dirigeant une séquence d'action en organisant, en coordonnant, en élaborant le travail, c'est-à-dire les prescriptions à l'égard des usagers et des milieux » (Maugeri, 2002).

Dans le cadre du projet de captage de Saint Mathieu, par exemple, en tant qu'usagers seuls certains agriculteurs ont été informés du projet (avec un envoi de courriers d'information et des réunions) alors que les acteurs institutionnels l'ont tous été. De plus, il ne s'agissait au final que des agriculteurs directement impactés par le projet (les arrêtés préfectoraux relatifs à l'autorisation de captage étant à l'origine de nombreuses contraintes²¹). Une majorité des acteurs pouvant représenter les spécificités du territoire (associations environnementales, usagers...) n'ont même pas été informés du projet de captage. Les services de LA ont, quant à eux, expliqué que l'intégration systématique des citoyens au processus de décision autour du captage se fera dans le cadre légal de la future enquête publique, « mise en scène par excellence du consentement » (Graber 2022). En d'autres termes, la volonté des personnes interrogées à participer à la décision a été traduite par les services de LA en une démarche administrative assurant uniquement la consultation des citoyens²².

En outre, même les agriculteurs interrogés et qui ont participé à ces réunions ont eu le sentiment d'avoir été mobilisés de manière assez tardive et ont mis en avant un manque d'échanges d'informations et de prise en considération de leur point de vue à la suite de cette consultation. Cette analyse a été reprise par certains représentants professionnels ou d'organismes qui ont souligné que l'ensemble des acteurs n'avait pas été intégré au projet dès son démarrage et qu'un suivi régulier du projet n'avait pas été effectué. Ces acteurs ont notamment le sentiment que les services de LA ne souhaitent pas être confrontés à des réactions négatives par rapport au projet, raison pour laquelle ses représentants préféreraient réduire au maximum les interactions avec les acteurs sur le terrain. Aussi, même si la mobilisation du monde agricole a été effectuée avec rigueur selon les services de l'intercommunalité, sa mise en œuvre a été une source de tensions pour les personnes mobilisées avant même que l'enquête publique ne soit ouverte. Ce sentiment de manque de concertation est d'ailleurs à l'origine d'un certain nombre de tensions à l'échelle du territoire²³. En revanche, pour les services de LA, l'impression de manque de concertation rapporté par certains acteurs s'expliquerait par la lenteur des procédures administratives, renvoyant, là encore, le pilotage d'une procédure à une logique strictement technico-administrative.

A nouveau, il peut être noté quelques différences de pratiques entre les services de LA. En effet, si la DEA a eu plutôt tendance à s'inscrire dans une démarche principalement technico-

²¹ Interdiction d'épandage sur certaines parcelles, des contraintes sur les périodes de pâturage, des expropriations, et des incertitudes concernant la pérennité des captages domestiques utilisés actuellement pour leur exploitation.

²² Pour les différences entre négociation, concertation, consultation et information voir [Arnstein \(1969\)](#).

²³ Un autre captage, situé sur l'île de Groix, a également été source de tensions entre l'intercommunalité et le monde agricole. Des associations et habitants ont également mis en avant un manque de concertation de la part des services de l'intercommunalité dans le cadre d'un projet ayant pour objectif d'ouvrir à la mer les étangs littoraux du Ter (objectif de continuité écologique).

administrative au détriment d'une politique de concertation, le service GEMAPI est plus souvent amené à mettre en place des concertations dans le cadre de la gestion de projet. Cette différence dépend d'ailleurs, en partie, du statut du foncier sur lequel intervient chaque service. En effet, alors que la DEA est principalement amenée à travailler sur le domaine public, le service GEMAPI intervient principalement sur le domaine privé. De ce fait, le service GEMAPI doit plus souvent mettre en œuvre des actions de concertation afin de limiter le risque de conflits entre les services de l'intercommunalité et les propriétaires, là où la DEA opère sur des espaces à la manière d'un propriétaire. Au sein du service GEMAPI, les logiques sont donc plus ouvertes en ce sens que les agents composent avec plus d'interlocuteurs. Elles apparaissent donc moins ancrées dans les routines et plus innovantes. D'ailleurs, une partie des agents de ce service sont issus des anciens syndicats de bassin, renvoyant ainsi aux professionnels transdisciplinaires de la gestion de l'eau mentionnés par [Richard-Ferroudji \(2014\)](#).

L'absence de certains acteurs du territoire découle également du processus de décision au sein de LA. Il questionne, plus directement, la gouvernance des intercommunalités. Il ressort ainsi des entretiens que le processus de décision autour de la gestion de l'eau demeure opaque pour de nombreux acteurs du territoire (certains élus, associations, organismes de gestion de l'eau, citoyens, ...). De plus, après avoir visionné les conseils communautaires au cours desquels des questions relatives à la gestion de l'eau étaient à l'ordre du jour, il a pu être constaté que la plupart d'entre eux ouvrait sur peu de débats, donnant l'impression que la décision avait été discutée dans d'autres lieux. Ce constat, confirmé par plusieurs élus communautaires, renvoie à l'analyse effectuée par des spécialistes qui ont étudié le fonctionnement politique des gouvernements intercommunaux, les qualifiant également « d'invisibles » ([Desage & Guéranger 2011](#)). En effet, selon ces auteurs, le fonctionnement des intercommunalités tend à soustraire les débats à toute publicisation, c'est-à-dire que les décisions sont le fruit de négociations discrètes, qui prennent forme dans des dispositifs destinés à éloigner l'éventualité du conflit politique. C'est le sens que donnent ces auteurs à « l'absence de fausse note lors des séances publiques » ou encore « aux votes presque toujours unanimes qui ponctuent les conseils communautaires » ([Desage & Guéranger 2011](#)). Ces assemblées ne sont donc pas des lieux de débat. Le bureau communautaire (instance décisionnelle et organe exécutif de l'intercommunalité) apparaît, dès lors, comme le lieu de décision le plus central et le moins visible, instance discrète du troc intercommunal où se nouent des compromis dans un « entre-soi confortable ». Dans cette perspective, les délibérations plus ouvertes, auxquelles le public a accès, ne font qu'entériner des décisions déjà prises en coulisses.

Ce mode de fonctionnement, nullement spécifique à LA, traduit ainsi l'existence d'« espaces confinés de décision » (Gilbert & Henry 2012). Ce concept renvoie au fait que les acteurs débattent, négocient, s'accordent, réalisent des compromis entre eux par rapport à un problème ou un projet donné. Cette logique caractérise les modalités routinières d'appropriation des problèmes par les acteurs qui en ont la charge, leur mise en forme s'opérant ainsi habituellement au sein de groupes de spécialistes, dans des espaces recevant une faible attention publique. Cette manière de faire pourrait en partie se justifier par l'ancrage de la démocratie représentative dans les pratiques administratives françaises. Ce mode de fonctionnement suppose que les représentants et l'administration en général sont légitimes pour prendre des décisions et représenter l'intérêt général. D'ailleurs, malgré une volonté de décentralisation, l'État reste identifié comme le principal responsable (par les autorisations préfectorales) alors que ses services déconcentrés éprouvent une réduction de leurs moyens (De Godoy Leski 2021). Cette situation révèle ainsi l'invisibilité d'espaces de décision pour de nombreux acteurs, ce qui induit des tensions sur le terrain qui, à terme, peuvent constituer un obstacle au déroulement de projets.

Toutefois, dans le cadre de la gestion de l'eau en France, une concertation entre usagers, gestionnaires et décideurs est notamment intégrée au sein des CLE, à l'échelle des bassins versants. Cependant, le pouvoir décisionnaire de ces instances reste au final très faible, les décisions concrètes (en matière d'eau, d'aménagement du territoire, d'agriculture...) étant principalement assurées ensuite à l'échelle des collectivités territoriales (et leurs groupement) puis des services de la préfecture. Ainsi le rôle des CLE est principalement de fournir un cadre à la gestion locale de l'eau et du territoire, à travers les orientations du SAGE notamment, mais, sauf exception, ce type de concertation n'existe pas aux échelles plus fines de prises de décision.

Au final, si l'enquête publique traduit le cadre légal d'intégration des acteurs du territoire aux décisions entourant un projet, celle-ci, comme elle constitue une des dernières étapes du processus, laisse peu de marge aux citoyens pour s'approprier le projet et pouvoir rendre un avis en toute connaissance de cause. Qui plus est, les textes réglementaires n'informent pas sur la manière dont l'administration doit tenir compte des avis. Un représentant d'organisme nous a ainsi rapporté que dans le cadre d'une enquête publique, son avis n'était même pas apparu dans le rapport du commissaire enquêteur. De ce fait, aux yeux de l'administration, l'enquête publique (et l'utilité publique de projets qu'elle vise à justifier), « ne renvoie pas à l'idée générale de bien commun, c'est un principe au nom duquel il est juridiquement possible de transformer l'état du monde – y compris si certaines populations doivent en subir les conséquences » (Graber 2022). Ainsi, ce mode de participation, en tant que simple consultation, semble peu adapté à l'intégration des points de vue des usagers dans le cadre

d'une gestion intégrée de l'eau, alors que les modes de décision de l'intercommunalité resserrent les acteurs impliqués dans le processus de décision à un entre-soi circonscrit aux membres du bureau communautaire. En outre, en excluant les citoyens, les associations d'usagers ou environnementalistes, ce sont également les intérêts des non-humains et entités naturelles du territoire qui se trouvent moins représentés, accentuant encore la relative déconnexion entre la gestion de l'eau et les territoires.

IV.5 Conclusion

En France, malgré une volonté affichée de gestion intégrée, jusqu'à encore récemment, cette gestion était « éclatée » au sein de nombreuses structures (Piquette & Wintz 2009). Les récentes réformes territoriales ont proposé de nouveaux cadres de gestion des ressources et des risques environnementaux en lien avec un transfert de compétences et de responsabilité à l'échelle des territoires et de leurs collectivités locales. Sur le territoire de LA, cela a permis de centraliser la gestion de l'eau (petit et grand cycle) au sein d'une structure intercommunale unique. Les dispositions de la loi NOTRe impliquaient également un rapprochement entre les acteurs de l'eau et ceux de l'urbanisme en reliant l'aménagement du territoire au droit de l'environnement, d'où l'importance que les services d'urbanisme comprennent et maîtrisent les outils afférents au monde de l'eau et ses enjeux sectoriels. Les conséquences de ces réformes territoriales dessinent ainsi actuellement des configurations sociales entre des corps d'expertise qui ne se fréquentaient pas initialement (De Godoy Leski 2021). Néanmoins, cette évolution s'avère difficile à mettre en œuvre, les catégories de pensée et l'action de l'administration ne semblant toujours pas permettre une gestion réellement intégrée.

Dans le cas de LA, la gestion de l'eau reste encore orientée principalement par une logique technico-administrative dans une perspective utilitariste. Il résulte de cette approche que l'eau est considérée comme un flux relativement indépendant des caractéristiques (écologiques, physiques, géologiques et sociales) propres au territoire. De plus, les nombreux acteurs qui pourraient porter les intérêts du territoire et créer de nouveaux jeux d'alliance sont également marginalisés dans le débat public. Cela génère des tensions avec les usagers lesquelles peuvent, à terme, constituer un frein au déroulement des projets. Ce mode de gestion découle de multiples facteurs dont : le maintien d'une organisation de la gestion en filières (avec un service dédié au petit cycle de l'eau, un second au grand cycle de l'eau, un autre à l'urbanisme, etc.) ; d'une division du travail qui délègue le lien avec le territoire à des bureaux d'études alors que les agents gestionnaires sont essentiellement en relation avec les services de l'État pour instruire les procédures ; de la prégnance de routines professionnelles qui freinent les évolutions ; et de textes réglementaires (centrés sur la gestion de l'eau ou l'organisation des

intercommunalités) qui ne facilitent pas l'intégration de nouveaux acteurs au processus de décision tout en réduisant le nombre d'acteurs compétents pour y prendre part.

Au final, ces constats ne sont pas propres au fonctionnement administratif de LA, mais découlent du schéma organisationnel dominant, plus largement, en France, générant des problèmes similaires sur d'autres territoires. Ainsi, en mars 2023, un rapport de la Cour des comptes a notamment relevé « une organisation inadaptée aux enjeux de la gestion quantitative de l'eau » ([Cour des comptes 2023](#)). Le rapport précise que si l'État est là pour fixer le cadre législatif et réglementaire, son intervention manque de cohérence, se révélant même « contradictoire » en fonction des attentes des différents ministères (agriculture, environnement, industrie, santé, et énergie). Mais surtout, le rapport pointe une décentralisation inachevée, où le transfert de compétences aux collectivités locales s'est traduit par un morcellement d'interventions trop souvent conduites à une échelle géographique inadaptée. En particulier, « il montre que l'efficacité de la politique de l'eau souffre de la complexité et du manque de lisibilité de son organisation, laquelle doit être structurée et clarifiée autour du périmètre des sous-bassins versants ». Si ce morcellement ne posait pas de problème majeur dans le cas d'une gestion du petit cycle de l'eau uniquement, il se révèle relativement inadapté à une approche plus systémique et transversale des enjeux de l'eau.

Dans tous les cas, même si « l'organisation administrative du pays n'est pas seule responsable » ([Cour des comptes 2023](#)), ces constats soulignent ainsi l'écart existant entre les ambitions affichées de gestion intégrée de l'eau et sa mise en œuvre concrète à l'échelle des territoires : alors que le cadre législatif tend de plus en plus à favoriser une territorialisation de la gestion de l'eau, on observe que l'administration locale peine à répondre à cet objectif. Les récentes réformes territoriales semblent orienter vers une prise de compétences transversales indispensable à une gestion durable des ressources en eau et de l'environnement de manière général. Cependant, les difficultés de lecture et d'application de ce nouveau cadre législatif et réglementaire traduit un besoin d'accompagnement des chargés de mission, des structures porteuses et des élus pour cette prise de compétence. Dans le cas de LA, considérant que la prise de certaines compétences est relativement récente (2018), un certain temps d'adaptation semble nécessaire pour faire évoluer les routines de travail établie par les services déjà présents. La mise en place d'une approche intégrée de gestion de l'eau nécessiterait ainsi de repenser le cadre de gestion des administrations en instituant des espaces pour construire des transversalités.

A ce constat s'ajoute le fait que l'eau est de plus en plus confrontée à des pressions d'origine climatique, lesquelles ont été jusqu'alors trop peu prises en compte dans les différents outils de planification (SDAGE, SAGE, SCoT, PLU) ([Le Beguec 2019](#)). A titre d'exemple, si une des

grandes orientations du SDAGE Loire-Bretagne est de : « Anticiper les effets du changement climatique par une gestion équilibrée et économe de la ressource en eau », l'intégration de cet enjeu au niveau local au sein des SAGE s'est traduite par des prescriptions relativement floues. Ainsi, le SAGE Blavet indique uniquement que : « Il est indispensable de veiller à une utilisation la plus durable possible de la ressource en eau et de promouvoir les économies d'eau, et ce d'autant que le changement climatique, dont on ne mesure pas précisément toutes les conséquences, nous oblige à anticiper l'avenir ». De la même manière, à l'échelon inférieur, le SCoT du pays de Lorient ne mentionne, dans son document diagnostic, que très brièvement le changement climatique : « Une politique d'économie d'eau est nécessaire afin de moins prélever dans les ressources d'eau et de les préserver. Si l'on ne connaît pas précisément l'impact local du réchauffement climatique planétaire en cours et prévu, il est indéniable qu'une augmentation de la température notamment en été ne peut qu'accroître cette vulnérabilité ».

Cette faible prise en compte pourrait s'expliquer en partie par la nécessité de faire face à nombre d'enjeux à court terme plus urgents, tels que l'approvisionnement en eau potable. Il est également possible qu'il soit difficile de traiter d'un sujet aussi complexe et incertain, qui implique de traduire une information formulée à l'échelle globale en effets tangibles à l'échelle locale. Ajouté à cela, en région Bretagne, la question de la gestion quantitative de l'eau émerge depuis seulement quelques années. Jusqu'alors, la gestion de l'eau s'était essentiellement focalisée sur sa qualité, depuis longtemps mise à mal du fait des activités humaines. Cependant, les dernières années et leurs sécheresses hivernales et estivales ont marqué un tournant, permettant une certaine prise de conscience des enjeux climatiques.

Toutefois, il est possible de discerner actuellement une évolution. Certaines améliorations sont déjà visibles, comme par exemple lors de l'adoption d'un nouveau SDAGE, approuvé pour la période 2022-2027, et qui, contrairement à sa version précédente, intègre une mention bien plus abondante du changement climatique. De plus, ce document se complète d'un « Plan d'adaptation au changement climatique », adopté par le comité de bassin en 2018, qui vise spécifiquement à dresser un état des lieux de la vulnérabilité en fonction des territoires, et à fournir un certain nombre de leviers d'actions possibles. La faible prise en compte du changement climatique dans les documents de planification de rang inférieur pourrait ainsi également découler du fait qu'ils ont été adoptés antérieurement à ce document cadre (en 2014 pour le SAGE Blavet et en 2018 pour le SCoT du pays de Lorient). Dans ce contexte, il est très vraisemblable que, lors de leur prochaine révision, ces documents intégreront plus de recommandations vis-à-vis des pressions climatiques.

Dans tous les cas, ce constat traduit un réel besoin de scénarisation du futur au niveau local, pour prendre aujourd'hui des décisions sur la stratégie d'adaptation des territoires. L'ensemble de ces lacunes invite ainsi à imaginer de nouvelles manières d'organiser la gestion de l'eau au niveau local, afin de prendre en compte les spécificités territoriales et répondant à plusieurs enjeux :

(1) **Cohérence** : Adopter une vision plus systémique et transversale des enjeux socio-environnementaux sur le territoire.

(2) **Participation** : Construire une dynamique intégrant l'ensemble des acteurs du territoire (scientifiques, politiques, gestionnaires au sens large, citoyens).

(3) **Planification** : Mieux prendre en compte et rendre visible les pressions climatiques et anthropiques (changements globaux) à l'échelle locale.

Cela ouvre la porte à de multiples possibilités d'expérimentation à l'échelle territoriale, comme nous l'explorerons dans les chapitres suivant.

CHAPITRE V

ARTICULATION ENTRE SCÉNARISATION, MODÉLISATION ET PARTICIPATION : ÉTAT DE L'ART ET CHOIX METHODOLOGIQUES

Résumé

Face aux changements globaux en cours, le chapitre précédent a permis d'identifier plusieurs enjeux : planification, cohérence, et participation. Concernant la planification tout d'abord, il est crucial que celle-ci soit basée sur des connaissances adéquates afin de guider les décisions. Cependant, extrapoler les tendances passées dans le futur peut se révéler hasardeux, car un grand nombre de facteurs sont impossibles à prévoir. Ce chapitre vise ainsi, dans un premier temps, à explorer comment l'élaboration de scénarios peut permettre de fournir des outils pour une planification plus efficace. Plutôt que de prédire exactement ce qu'il pourrait advenir, l'objectif des scénarios est de dresser un tableau des tendances potentielles afin de représenter les futurs possibles. L'usage de scénarios peut également se coupler à des outils de modélisation, afin de traduire quantitativement les évolutions possibles. Aussi, dans un second temps, ce chapitre vise à présenter un ensemble d'approches de modélisation permettant de traduire des scénarios qualitatifs en modèles quantitatifs intégrant, dans un souci de cohérence, à la fois des facteurs sociaux et biophysiques, et couplant entre eux différents sous-systèmes (climat, hydrologie, occupation des sols...). Enfin, un des grands enjeux est également de réussir à répondre au besoin de participation et de co-construction des politiques publiques, qui peut être une condition essentielle pour la mise en place de démarches de transition. Dans ce contexte, ce chapitre vise également à explorer comment il est possible d'articuler scénarisation, modélisation et participation afin de guider les prises de décision.

Cela a ainsi permis d'identifier les outils méthodologiques les plus appropriés au contexte de cette thèse, conduisant à l'élaboration d'une démarche que nous avons nommée « Eau et Territoire ». L'originalité de cette démarche – qui repose sur la modélisation de scénarios co-construits par des acteurs du territoire – est de se situer à l'interface de la plupart des approches présentées dans ce chapitre. La démarche vise notamment à réaliser un travail de modélisation afin de spatialiser les changements de couverture et d'usage des sols, et, dans un second temps, les intégrer à un modèle hydrologique permettant de prendre en compte (1) les conditions climatiques futures, (2) l'occupation des sols, et (3) les usages de l'eau. L'objectif de l'approche est ainsi de permettre une adaptation de la modélisation de systèmes complexes au plus près de chaque territoire. Au final, la démarche vise à impliquer 20-25 citoyens et 20-25 acteurs institutionnels (élus, associations, services de l'état...) au sein d'un ensemble de trois ateliers participatifs :

- Atelier 1 : Construction d'une base commune de connaissance sur les enjeux de l'eau, du territoire et des changements globaux à l'aide d'un jeu sérieux.
- Atelier 2 : Co-construction de scénarios prospectifs afin d'identifier des évolutions possibles pour le territoire.
- Atelier 3 : Projection collective dans les futurs possibles du territoire (à partir de résultats de modélisation) afin d'identifier des trajectoires souhaitables.

CHAPTER V

ARTICULATION BETWEEN SCENARIOS, MODELS AND PARTICIPATION: STATE OF THE ART AND METHODOLOGICAL CHOICES

Abstract

In the face of global change, the previous chapters identified three main stakes: planning, consistency, and participation. Especially, it is crucial for planning actions to be based upon adequate knowledge, whereby anticipating future conditions may allow curbing the direction of future events. On the other hand, blithely extrapolating past trends into the future is dangerous because so many unpredictable factors can influence future outcomes. Therefore, a first aim of this chapter is to review methods for the elaboration of scenarios that can be used to forecast changes. Instead of exactly predicting what will happen in the future, the aim of such approach is, under certain assumptions, to provide a sample of coherent and plausible accounts of possible futures. Then, scenarios can be developed using qualitative (i.e. narrative texts or storylines) or quantitative (i.e. numerical simulation models) approaches. Thus, this chapter also aims at reviewing a set of modelling approaches that can be used to translate scenarios into quantitative models while integrating both social and biophysical drivers (e.g. agent-based models, system dynamics). Finally, another challenge pertains to the issue of participation and of co-construction of public policies. Over the last decades, numerous modelling approaches have emerged in order to support collective decision-making processes regarding sustainable management of natural resources. In this context, this chapter also aims at exploring how articulating scenarios, models, and participation in order to guide decision-making processes.

All of this allowed identifying the methodological tools suited to the purpose of this thesis, leading to the development of an approach we called “Water and Territory”. The originality of this approach – which aims at the modelling of participatory-elaborated prospective scenarios – is to interface most methods presented in this chapter. It aims at modelling land use and cover change, but also to integrate these changes inside a hydrological model taking into account (1) future climate conditions, (2) land cover, and (3) water demand. A challenge from this approach is also to be able to combine participation with the use of complex biophysical models. In the end, “Water and territory” aims at involving 20-25 citizens (i.e. local residents) and institutional stakeholders (e.g. elected representatives, associations, state services, technicians) into three participatory workshops:

- Workshop 1: Construction of a common base of knowledge regarding water, the territory and global change using a serious game.
- Workshop 2: Co-elaboration of prospective scenarios regarding possible evolutions of the territory.
- Workshop 3: Collective projection into the possible futures of the territory (based on modelling results) in order to identify desirable trajectories.

V.1 Introduction

“Difficult to see; always in motion is the future” — Yoda.

As noted by [WWF \(2018\)](#), "We are the first generation that has a clear picture of the value of Nature and our impact on it. We may be the last that can take actions to reverse this trend". To achieve such challenge, the previous chapters identified three main stakes: planning, consistency, and participation. In the face of global change, it is crucial for planning actions to be based upon adequate knowledge, whereby anticipating future conditions may allow curbing the direction of future events. But although agents of accelerated global change are generally understood (e.g. human-induced changes in climate and land/water uses), predicting their future patterns is fraught with difficulties (e.g. [Knutti & Sedláček 2013](#)). A first reason is that the human-environment system is not the result of single drivers acting individually and independently, but rather arises from multiple factors operating across a wide range of spatial and temporal scales, often interacting in unpredictable ways.

Another major challenge is that predicting future patterns involves nonlinear dynamics and threshold/tipping points (e.g. [Groffman et al. 2006](#)). A tipping point can be defined as a threshold at which small quantitative changes in a system trigger an abrupt change, driven by system-internal feedback mechanisms, and inevitably leads to a qualitatively different, often irreversible, state of the system ([Milkoreit et al. 2018](#)). The recent emergence of studies on social-ecological systems has increased attention to such mechanisms on environmental system as well as on human system (e.g. [Filatova et al. 2016](#)). However, while potential regime shifts may be relatively identified for environmental systems (e.g. climate or ecological systems, [Scheffer & Carpenter 2003](#); [Lenton et al. 2008](#); [Levermann et al. 2012](#); [Steffen et al. 2018](#)), predicting occurrence and likelihood of tipping points in the socio-economic system may be very complicated ([Van Ginkel et al. 2020](#)), if not impossible. And in the end, if such tipping points have not been identified, future changes are very likely to be surprising.

Predicting future changes is also difficult because many drivers are not stationary over time, so that future outcomes may be different from what has been observed in the past or present. In addition, contingencies, especially in the human system, may be unanticipated or even unpredictable. Those may include structural changes in job markets; boom-and-bust cycles in housing markets; the onset, magnitude, and timing of recessions; changes in socio-economic systems (e.g. dissolution of USSR); and even disease outbreaks (e.g. COVID-19) ([Turner & Gardner 2015](#)). Also, many drivers of change (e.g. consumption, macroeconomic trends, technological innovation, population growth, or social attitudes) may not be measured at scales relevant for predicting emerging patterns. For this reason, blithely extrapolating past trends into the future is dangerous.

On the other hand, instead of exactly predicting what will happen, estimations of measurable trends (e.g. demographic projections, projected evolution of agricultural practices, existing policies or regulations) can still allow drawing a picture of possible future changes. To this end, the past decades have seen increasing development of methodological tools, among which “scenarios” have proven very useful for exploring implications of changes. In his thesis, [Parrique \(2019\)](#) clearly reported that what public decision-makers most needed from researchers was: “transition scenarios”. Nowadays, such approach is widely used at global scale in order to forecast general stakes and at local scale in order to guide planning actions (e.g. [Poux et al. 2001](#); [Poux 2003](#); [Houet et al. 2010](#); [2011](#); [2014](#)).

In addition, the development of modelling approaches has greatly strengthened this ability to anticipate the future. Such modelling started from the 1960s, through the development of the first (simplistic) mathematical models to understand the dynamics of the Earth’s climate ([Motesharrei et al. 2016](#)). Over the following decades, the modelling approaches have evolved to fully coupled atmosphere-ocean-land-vegetation-ice submodels and are now able to provide more realistic projections about Earth’s future climate (e.g. [IPCC 2021](#)). Apart from climate, modelling approaches have also widely focused on providing projections about the future states of the land (i.e. LUCS modelling) (e.g. [Veldkamp & Lambin 2001](#); [Verburg et al. 2004](#); [Lambin & Geist 2008](#)) and of its water resources (i.e. hydrological modelling).

An increasing number of modelling studies have also tried to integrate social and biophysical drivers in meaningful ways. However, such interdisciplinary approaches are usually difficult to implement due to the need to bridge disciplinary traditions while integrating quantitative and qualitative inputs. To do so, early approaches used quantitative proxies for social drivers (e.g. population density, land ownership, distances to nearest road or market centres, [Spies et al. 1994](#); [Wear et al. 1996](#)). Nowadays, contemporary approaches attempt to integrate governance structures, institutions, and cultural attitudes. During the last few years there has also been a growing number of studies incorporating feedbacks between environmental and human systems in the models, in order to avoid underestimations of important dynamics of the coupled system (e.g. [Fu & Li 2016](#); [Motesharrei et al. 2016](#); [Lafuite & Loreau 2017](#); [Henderson & Loreau 2018, 2019](#); [Lafuite et al. 2018](#)). As [Henderson & Loreau \(2018\)](#) noted, “our power of foresight is not perfect, but models allow us to highlight the potential shortcomings and feedbacks in social, ecological and economic practices”.

Finally, another challenge pertains to the issue of participation and of co-construction of public policies, which may be an essential condition required to support future transitions. In particular, the challenge is to allow stakeholders (e.g. politicians, state services, associations, citizens) better understand the complexity of the system and the consequences of local

decisions, so that they can have more control on the direction of future events. Under this view, shedding light on the possible futures of a territory makes it possible to anticipate outcomes and to implement integrated and concerted solutions taking into account the constraints of each party. It is also necessary to keep in mind that conducting a participatory approach is not an easy task considering the time, effort, conflict resolution, and communication skills demanded (Sayer et al. 2013). In addition, it might also be difficult for stakeholders to understand scenarios and modelling approaches (Becu et al. 2008). Therefore, engaging stakeholders in such process requires taking sufficient time to consider existing practices in participatory modeling (Voinov & Bousquet 2010).

In a recent paper, Elshall et al. (2020) concluded that “effective water sustainability policy implementation requires an iterative scientific evaluation that (1) engages stakeholders in a participatory process through collaborative modelling and social learning; (2) provides improved understanding of the coevolving scenarios between surface water-groundwater systems, ecosystems, and human activities; and (3) acknowledges and addresses uncertainty in scientific knowledge and the diversity of societal preferences using multi-model uncertainty analysis and adaptive management”. In this context, articulating scenarios, models, and participation appears a necessity in order to guide decision-making processes. To this purpose, this chapter aims at reviewing: (1) methods that can be used for the elaboration of scenarios; (2) modelling approaches that can be used to translate scenarios into quantitative models while integrating both social and biophysical drivers; and (3) how to integrate these approaches in a participatory framework. Such state of the art ultimately aims at allowing us to identify the methodological tools most suited to the purpose of this research.

V.2 The elaboration of scenarios

“Tomorrow will not be like yesterday. It will be new and will depend on us” (Berger 1967). Nowadays, in the face of tremendous uncertainties and the need to anticipate future conditions, the elaboration of scenarios has proven very useful for exploring implication of changes, therefore allowing guiding present actions. Introduced in the 1960s, scenarios were defined as “a hypothetical succession of events built with a view to highlighting causal sequences and decision nodes” (Kahn & Wiener 1967). Thus, the role of scenarios is to “define important cause-effect variables, to explore their uncertainties, and to shed light on the possible consequences of decisions and consider trajectories that encompass both desirable and undesirable outcomes” (Turner & Gardner 2015). In this sense, scenarios are coherent and plausible stories, told in words and numbers, “about the possible co-evolutionary pathways of combined human and environmental systems” (Swart et al. 2004). Over time, the term scenario has encompassed different conceptions and many methods aiming at their elaboration have

been developed (e.g. Bradfield et al. 2005; Amer et al. 2013; Houet 2015). In the purpose of this research, we focused on the “scenario method” formalized by Godet (1992). The elaboration of such methodological approach is then separated into different steps (e.g. Fig. V.1) which may vary depending on the authors (e.g. Durand 1972; Godet 1986; Schoemaker 1993; Schwartz 1996; Mermet & Poux 2002; Metzger et al. 2010).

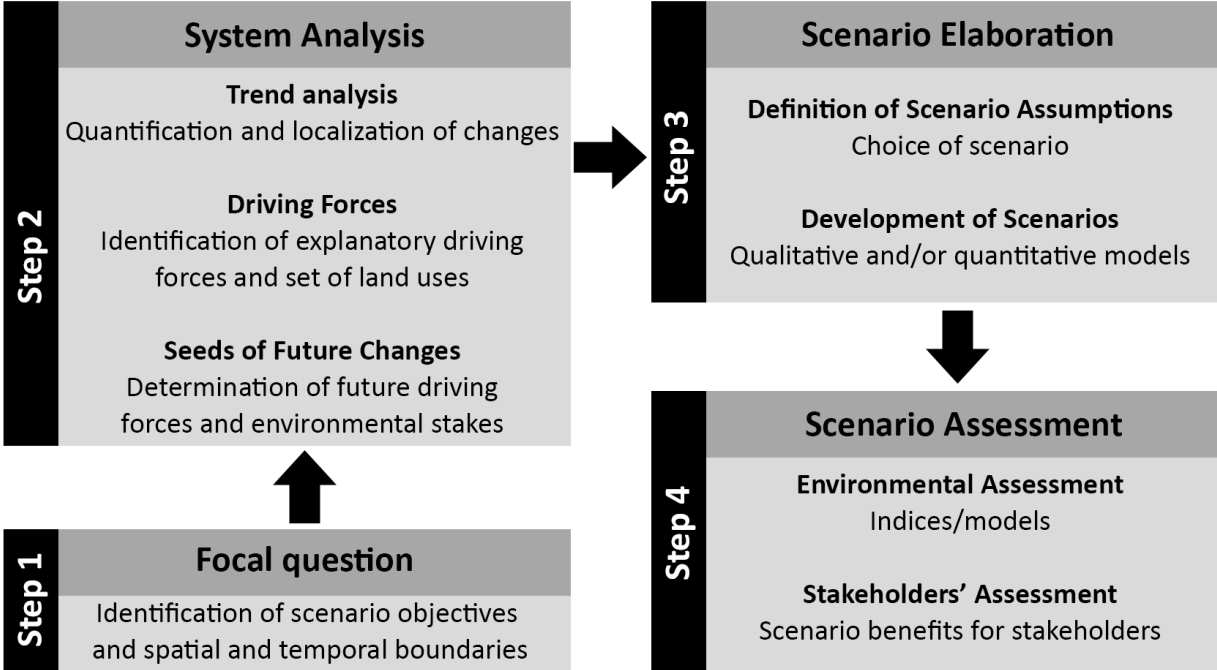


Figure V.1 A framework for the elaboration of scenarios (Based on Houet et al. 2010).

V.2.1 Identification of focal question and study site

The first step involves identifying the aims of the scenario exercise and defining the spatial and temporal system boundaries, selected with appropriate representativeness (Houet et al. 2010). For instance, the watershed scale (e.g. Scorff and Blavet watersheds) might be the most appropriate for considering hydrology-related issues, as processes of landscape evolution strongly influence water resources (quantity and quality) at this scale (cf. Chapter III). Theoretically, the spatial scale of the study site is not limited but it depends on time available to gather the amount of data necessary for the given scale.

V.2.2 System analysis: construction of the base

The second step concerns the analysis of the system in order to construct “the base” – an image of current system, as complete, global and explanatory as possible, from which the elaboration of scenarios will be implemented (Houet 2006). The main objective is to identify the drivers that affect the focal question, both directly and indirectly, and determine the most important and uncertain drivers. These include human activities and natural processes that

cause changes and which influence past, present, and future trajectories (Houet et al. 2010). Remotely sensed data and fieldwork are usually used to detect past changes, while spatial analysis are used to identify past and contemporary driving forces (i.e. cause-effect variables) and practices influencing changes (e.g. Bürgi et al. 2005). Often, this step is coupled with participatory and statistical approaches (e.g. Bousquet & Le Page 2004; Overmars & Verburg 2007). Identifying these driving forces requires historic (e.g. aerial photographs, books), socio-economic and bibliographic knowledge, and is done over a long period of time (> 20 years) (cf. Chapter III). Finally, it is necessary to also identify stakeholders to understand their interests, their objectives and their interactions, in order to forecast possible alliances or conflicts (cf. Chapters III and IV). Ultimately, this step allows defining uncertainties considered crucial for the future of the system (e.g. demographic trends, environmental stakes, climatic variability) which will be used as core assumptions for the elaboration of scenarios.

V.2.3 Scenario elaboration

The third step consists in the elaboration of scenarios aiming at describing the possible evolution of a system between an initial state and a future state. The date to reach constitutes the temporal horizon of the study, with uncertainty typically growing with the length of the forecasting horizon (Todini 2004; Alvisi & Franchini 2011). Scenarios can be based on one or several “main trends” and/or on one or several alternative hypotheses that must be coherent with each other. Based on the identified stakes, two types of scenario may be chosen: projective or prospective. Projective scenarios describe how the future may look like, with a confidence interval of uncertainty, if current trends continue. In essence, projective scenarios extend the past into the future and are useful for demonstrating longer-term consequences of recent or current decisions. They do not suppose a major rupture in the system and integrate driving forces that are already known and which present a relatively certain probability to occur in the future. For this reason, such scenarios may also be called “business-as-usual scenarios” or “reference scenarios”.

In contrast, prospective scenarios, which can be forecasting (i.e. exploratory) or backcasting (i.e. normative), describe how the future could be, and what might be a reachable future (e.g. Nassauer & Corry 2004; Houet et al. 2010). Forecasting scenarios aim at progressively exploring future outcomes of alternative policies or rules, starting from a known present situation. They allow shedding light on plausible future trends in order to evaluate the consequences of different decisions. On the contrary, backcasting scenarios evaluate alternative solutions, going back in time until present situation, to suggest what should be done to reach a desirable goal. The purpose of backcasting scenarios is to inspire policy and to suggest pathways to reach desired outcomes (i.e. avoid a certain situation or reach another

one). In the end, prospective scenarios are aimed at exploring alternative/contrasted hypotheses, whether its probability to occur is weak or not, with potentially strong rupture compared to a reference/business-as-usual scenario. Note that it is possible to use several types of scenarios, which may provide complementary information.

Once the base of each scenario (i.e. main assumptions) has been created, scenarios may take several forms, varying widely depending if they are developed using qualitative or quantitative approaches (e.g. [Alcamo 2008](#)). Qualitative scenarios are narrative texts or storylines aiming at non-numerically describing the way the future may happen. Using a compelling vision, such approach allows showcasing the myriad consequences and interdependencies of alternative decisions (e.g. [Durance & Godet 2010](#); [Van Asselt et al. 2010](#)). It offers a flexible way to intellectually explore cause-effect relationships between variables of a system using a mental representation. In addition, the process of constructing such scenarios has proven useful for generating ideas and strategies, and for bridging gaps between and among experts, decision-makers, and stakeholders, even without requiring specific technical expertise (e.g. [Welp et al. 2006](#)). For this reason, such qualitative storylines are increasingly used for developing participatory scenarios in order to capture a range of viewpoints and expertise, while allowing considering possible future trajectories of socio-ecological systems (e.g. [Peterson et al. 2003](#); [Evans et al. 2006](#)) and strengthening the legitimacy of the research for decision makers (e.g. [Seppelt et al. 2011](#)).

In contrast, quantitative scenarios are numerical descriptions of plausible futures, usually aimed at assessing specific impacts using simulation models, such as spatially explicit models of LUCC, hydrological models, or other affected components of the environment. For this reason, quantitative scenarios often confine the process to scientific experts as they require very specific and technical information, thus running the risk of excluding non-expert viewpoints and decreasing accessibility to the results ([Voinov & Bousquet 2010](#)). On the other hand, it is possible to maximize the value of scenario planning by coupling the inclusivity and creativity of qualitative scenarios with the specificity of quantitative modelling ([Mallampalli et al. 2016](#)). To this end, the storyline and simulation (SAS) approach aims at translating narrative scenarios defined by experts and/or stakeholders into quantitative parameters that feed into simulation models (e.g. [Alcamo 2008](#); [Alcamo et al. 2008](#); [Houet et al. 2016](#)). Note that particular simulation results from quantitative models can also be used afterwards to revise or enrich the narrative scenarios ([Mallampalli et al. 2016](#)).

Finally, scenarios, whether in the form of stories or quantitative models, can be represented using different approaches, spatially explicit (e.g. maps) or not (e.g. statistics), in order to visualize the futures. In the case of spatially explicit representations, usually in the form of

maps, geographic information systems (GISs) are among the most widely used tools. GISs allow representing space in discrete or continuous ways, and taking into account spatial relationships of neighbourhood and/or scale. Note that GISs do not only refer to computer tools and methods of cartography, but rather encompass all the structures, methods, tools and data developed to report localized events in a specific space and guide decision-making processes (e.g. Joliveau 1996). As an example, Olive (2002) and Ducos (2003) have investigated the impact of climate change on future agricultural production in the Seine watershed, and represented scenarios in the form of stories, statistics and maps. In the same way, Santelmann et al. (2004) and Nassauer & Corry (2004) have explored potential landscape composition of two agricultural watersheds in Iowa (USA) ~25 years into the future under three prospective scenarios (Fig. V.2). Different modelling approaches were then used to explore consequences for water quality; aquatic, wetland, and terrestrial biodiversity; and economic impact on farmers (Santelmann et al. 2004).

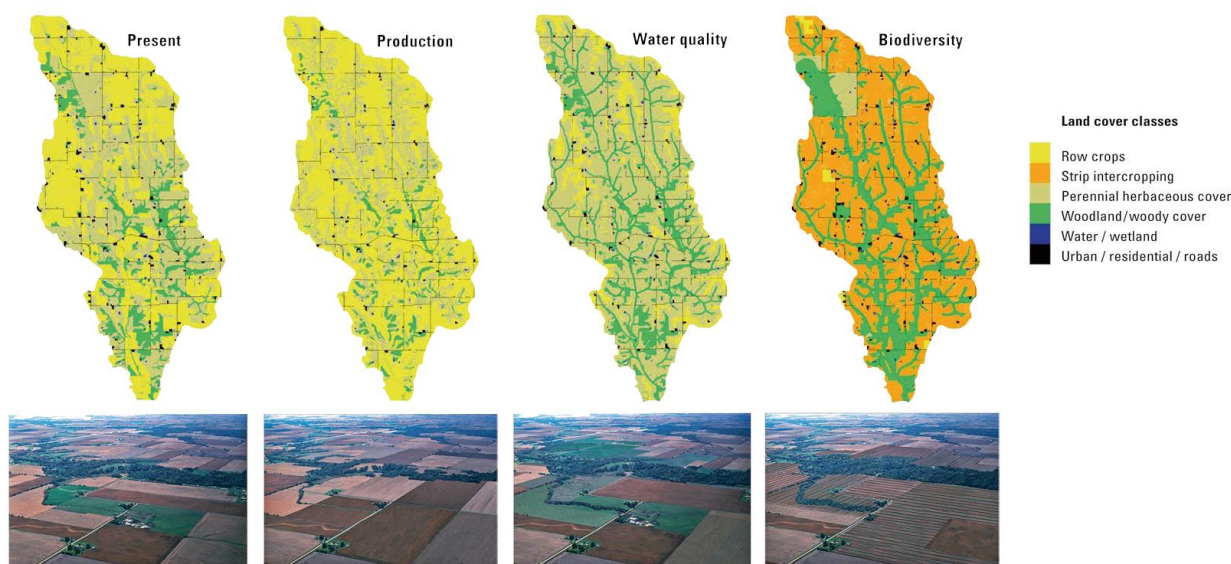


Figure V.2 Spatially explicit prospective scenarios for a watershed in Iowa (USA). Maps show present landscape patterns and three scenarios that emphasize (1) agricultural production, (2) agricultural management innovations to improve water quality, and (3) efforts to preserve biodiversity. For each scenario, realistic photomontage visualizations are provided (Figure modified from Turner & Gardner 2015).

However, scenarios are not always best expressed through cartography, which corresponds to a zenithal view of the reality understandable to experts but may be stranger to non-technical (Joliveau & Michelin 2001). Under this view, the complexity of a particular scenario is a relative notion: it is not apprehended in the same way by everybody (e.g. local stakeholders vs. experts used to work with cartographical data). For this reason, scenarios can also be represented in the form of diagrams, aerial photographs draped on ground models, numerical representations,

or realistic photomontages (e.g. Fig. V.2), allowing everybody to understand landscape organization using a single tool. Studies have shown that such representations allow converging points of view from different stakeholders and facilitate dialogue for concerted actions (e.g. [Michelin 2000](#); [Joliveau & Michelin 2001](#)).

V.2.4 Scenario assessment

Finally, the fourth step aims at monitoring changes, which includes assessing environmental impacts and knowledge for decision makers. Modelled outputs coming from the scenarios can be used to this purpose. A comprehensive evaluation of the scenarios can therefore be based on measured ecological consequences using a wide array of environmental descriptors (e.g. [Steinitz et al, 2003](#); [Baker et al 2004](#); [Nassauer & Corry 2004](#)). Finally, scenario benefits to stakeholders are evaluated based on their usefulness as a tool to help decision processes. Especially, the long-term significance of scenarios rests in their ability to inform landowners and policy-makers about ecological and social effects of management, such as on LUCC patterns or on water availability.

V.3 Translation of scenarios into quantitative models

Essentially, “all models are wrong, but some are useful”. Generally attributed to the statistician Georg Box (in [Box & Draper 1987](#)), this sentence translates that a model is a simplification or approximation of the world, and hence will not reflect all of reality. This holds particularly true in the challenging context of translating future scenarios into quantitative models, as this involves the modelling of very complex systems – space, time, environment, human decisions and their interactions. In this context, the perfect model is not a model that best represents the world around us but, instead, is a model that in some ways exaggerates the aspects we are most interested in and can help us solve the problem we are looking at. Future outcomes then need to be assessed with regard to feedbacks, side effects and, where possible, trade-offs among various, often conflicting, objectives (e.g. spatial trade-offs, [Kelly et al. 2013](#)).

In the light of such complexity, the need for developing integrated models has been widely acknowledged in order to enhance the effectiveness of decision-making and management (e.g. [Jakeman & Letcher 2003](#); [Liu et al. 2008](#); [Kragt et al. 2011](#); [Hong et al. 2012](#)). In the context of modelling social-ecological system, such integration may refer to: (1) Integration of scales of consideration (e.g. watershed scale vs. political scale, [Kelly et al. 2013](#)); (2) Integration of disciplines and processes (i.e. biophysical and social sciences) (e.g. [Laniak et al. 2013](#)); (3) Integration of varied subsystems (i.e. water, land cover, climate) (e.g. [Voinov & Shugart 2013](#)); and (4) Integration with stakeholders (i.e. participation) (e.g. [Voinov & Bousquet 2010](#); [Krueger et al. 2012](#); [Barreteau et al. 2013](#)). Some methods aiming at answering these objectives are

presented hereafter. Considering that these types of integration are not mutually exclusive, it is possible to answer several objectives. In particular, participation is assumed to be central in all approaches presented here and will be further detailed in section 5.4.

V.3.1 Integration of scales of consideration

Historically, coupling qualitative and quantitative scenarios using simulation models has been broadly done at global scale, as illustrated by the IPCC Special Report on Emission Scenarios (Nakicenovic & Swart 2000) or the Millennium Ecosystem Assessment (MEA 2003). On the other hand, components of a system may operate at different scales. For instance, while some variables are affected by processes at global scale (e.g. climate), many others, and especially decision-making processes, often intervenes at local or regional scales. In addition, there might be mismatches between scales relevant for the social component, such as governance or political entities (e.g. municipal, intercommunal, or national scale), and scales relevant for the physical component (e.g. watershed scale for hydrology-related issues). Moreover, even subsystems from the physical component may operate at different spatial and temporal scales (e.g. surface water vs. groundwater, Welsh et al. 2013). It is therefore necessary for modelling approaches to reconcile various scales spatially or temporally through downscaling, aggregating, and averaging for variables defined at smaller scales. Based on drivers, feedback and social drivers identified in Chapter I, such framework of coupled human-environment system at various spatial scales is represented here (Fig. V.3).

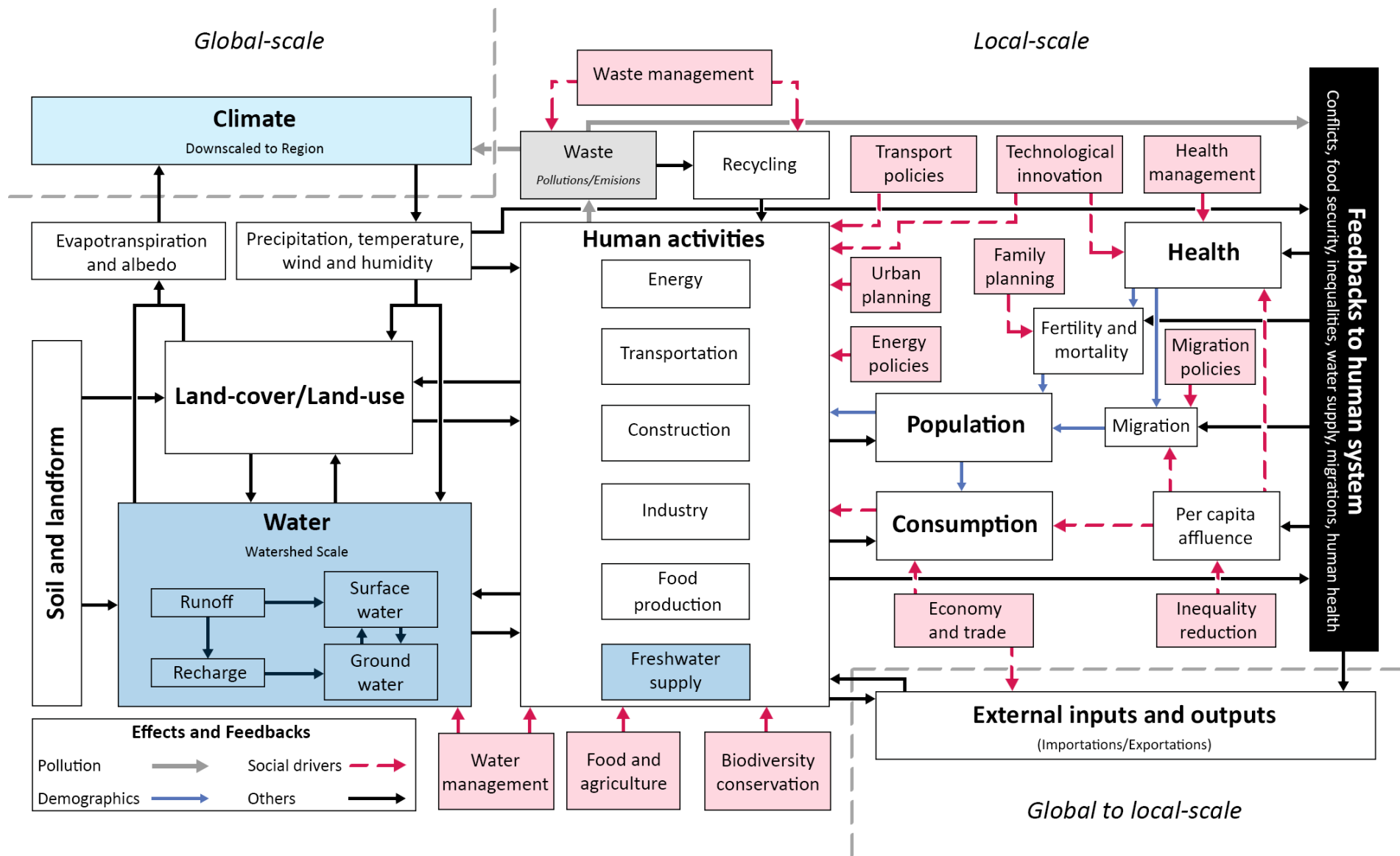


Figure V.3 Schematic representation of coupled human-environment system with drivers and feedbacks at various spatial scales.

V.3.2 Integration of disciplines and processes

Although interdisciplinary studies are often complex (e.g. [Naiman 1999](#); [Pickett et al. 1999](#); [Turner & Carpenter 1999](#); [Wear 1999](#)), developing approaches integrating knowledge from a broad range of fields (such as ecology, hydrology, agronomy, economics, or other social sciences) may be essential for more effective modelling of social-ecological systems (e.g. Fig. [V.3](#)). Almost thirty years ago (i.e. [Riebsame et al. 1994](#)), a certain number of suggestions had been proposed to achieve such goal, as reported by [Turner & Gardner \(2015\)](#): “(1) improved methods and approaches for integrating sociocultural factors, as social driving forces must be coupled with their ecological effects and feedbacks to society; (2) modelling interactions among multiple resources, not just one or two; (3) modelling cumulative effects, particularly when a threshold response (e.g., sudden disconnection of habitat) may be likely; (4) dealing with surprise—that is, unusual conditions, rapid change, and potential surprises that may come from the environment or society”. Over the last decades, there have been substantial progresses in the integration of human decision-making into modelling approaches. Recent studies have completed comprehensive reviews of popular approaches used for integrated environmental assessment and management (e.g. [Kelly et al. 2013](#); [Mallampalli et al. 2016](#)). Five popular approaches were retained and are presented here: System Dynamics (SDs), Agent-Based Models (ABMs), Bayesian Networks (BNs), Fuzzy Cognitive Maps (FCMs), and Coupled Component Models (CCMs). Descriptions of these methods were mostly extracted from the two above-mentioned reviews.

V.3.2.1 System dynamics (SDs)

SDs is a relatively common method used to model the non-linear behaviour of complex systems over time (e.g. [Meadows et al. 1972](#); [Schmitt Olabisi et al. 2010](#)). Using graphical causal loop diagrams ([Ford 1999](#)), SDs aim at addressing the inability of mental models to capture features of complex systems such as feedback loops, time delays and policy resistance ([Sterman 2012](#)). In the context of representing human-environment interactions, this method has the potential to help stakeholders better understand dynamics and defining scenarios (e.g. [Schmitt Olabisi et al. 2010](#); [Mavrommati et al. 2014](#); [Sahin et al. 2016](#)). SDs approach allows translating future scenarios into quantitative models either directly or indirectly.

In the direct method, researchers and stakeholders first work together to identify the key components of the system (i.e. causal relationships, feedback loops, delays, and decision rules that are thought to generate system behaviour). It is usually represented in the form of stock and flow (also called causal loop) diagrams (e.g. Fig. [V.4](#)), with stocks representing the system state variables, and flows representing the processes influencing change in the stock levels. Identifying system’s key components typically yields an initial dynamic hypothesis

corresponding to a business-as-usual scenario (Mallampalli et al. 2016). Then, this process can be used to generate additional plausible scenarios and jointly explore relevant modifications (e.g. Mavrommati et al. 2014). In the indirect method, the stock and flow diagram is developed after the scenario development process. First, scenario visioning and stakeholder participatory modelling is used to develop narrative scenarios describing cause-effect relationships (e.g. Schmitt Olabisi et al. 2010). Then, these qualitative scenarios are used to identify the system components and underlying relationships necessary to develop a stock and flow diagram. The final diagram may also be modified based on comments from stakeholders at a follow up meeting. In the end, whether using direct or indirect method, a simulation engine is used to run the numerical model and simulate the change in the values of stocks and flows over time.

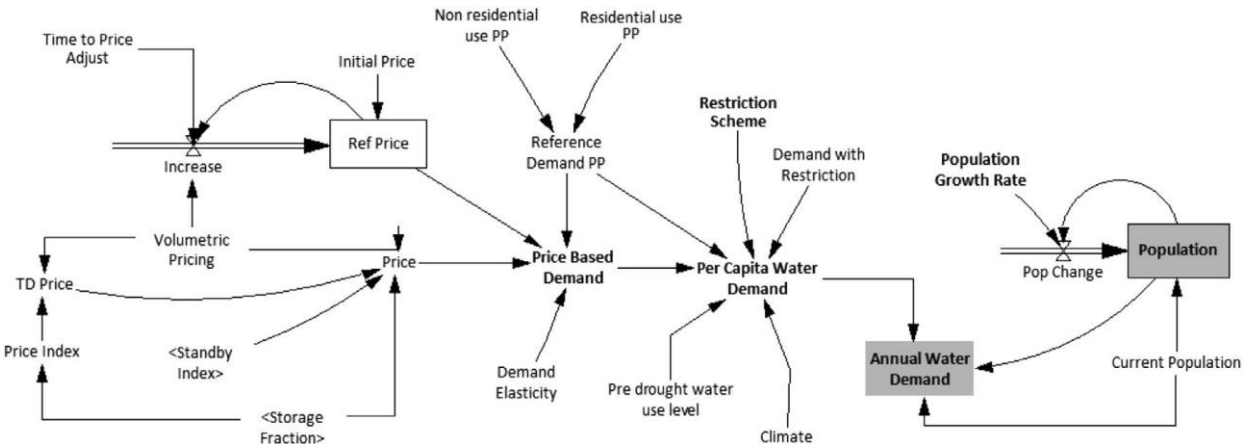


Figure V.4 Example of a stock and flow diagram from Sahin et al. (2016).

Applying SDs methodology to scenario narratives has several advantages. First, it provides a numerical representation of scenarios and useful learning tools that help improving system understanding. It can shed light on inconsistencies and allow the consideration of unexpected events that are difficult to model otherwise (Schmitt Olabisi et al. 2010). According Mallampalli et al. (2016), the SDs method also offers the advantages of: (1) integrating multiple stakeholders, experts, disciplines, processes, and policy prescriptions; and (2) identifying leverage points for policy making. On the other hand, the main disadvantage of the SDs method lies in its frequent inability to provide accurate numerical outputs, either because of the inclusion of uncertain or postulated (potentially faulty) assumptions (e.g. feedback loops), or due to a lack of available data for validation. Therefore, rather than precise predictions of model outputs, SDs may be most suited to the purpose of understanding the possibility of dynamic changes and unintended consequences. Therefore, in terms of scenario purpose, SDs modelling finds greatest use in the evaluation of top-down policy choices and prescriptive actions (Mallampalli et al. 2016).

V.3.2.2 Agent-based models (ABMs)

ABMs reflect the idea that the world can be modelled using autonomous decision-making entities (called “agents”), an environment, and a description of agent-agent and agent-environment interactions. More specifically, ABMs focus on the representation of interactions between agents as well as their links and behavioural patterns in a system representing, most often, humans, but also groups, animals or biophysical entities such as water (e.g. [Bousquet et al. 1999](#); [Parker et al. 2003](#); [Bousquet & Le Page 2004](#) ; [Ligmann-Zielinska & Jankowski 2007](#)). This approach is based on the multi-agent system paradigm, i.e. a computerized system composed of multiple interacting intelligent agents in a common environment able to act on it and communicate with an internal objective ([Ferber 1999](#)). Agents are typically able to process information derived from a changing environment and use it to make decisions about their actions ([Janssen 2005](#); [Parker et al. 2003](#)) which, in return, affect environmental variables (e.g. land, water) and the behaviour of other agents in the system ([Mallampalli et al. 2016](#)). Despite considerable overlap, a slight distinction is often made between ABMs and multi-agent systems (e.g. [Niazi & Hussain 2011](#)). A key focus of ABMs is the explanatory of emergent properties into the collective behaviour of agents (i.e. large-scale outcomes resulting from simple interactions among agents), while multi-agent systems usually represent complex interactions among agents and system-wide responses but do not necessarily result in an emergent property of the system.

The conceptual framework for an ABM first requires a qualitative content analysis step aiming at identifying agents, their attributes and actions, and the environment. This is followed by the construction of a causal diagram depicting major agent interactions and system processes leading to changing patterns (Fig. [V.5](#)). This step can be performed with stakeholders representing different actors in the system, and can benefit from the use of the ARDI (Actors-Resources-Dynamics-Interactions) technique ([Etienne et al. 2011](#)). This ultimately leads to the characterization of behavioural rules and inputs required for simulation models. Sometimes, ABMs can also incorporate complex cognitive representations of individuals’ mental models, behaviours and choices, such as with the BDI (Belief, Desire, Intention) model (e.g. [Rao & Georgeff 1995](#); [Kelly et al. 2013](#)). In the end, ABMs are primarily used for policy and institutional analysis, and for simulating socioeconomic or socioecological processes ([Kelly et al. 2013](#)), enabling exploring, for instance, how the attitudes of individuals or the institutional setting can affect system-level outcomes ([Pahl-Wostl 2005](#)). ABMs are therefore particularly useful for social learning applications, experimentation or management support, and to evaluating lower-level actions and their anticipated outcomes.

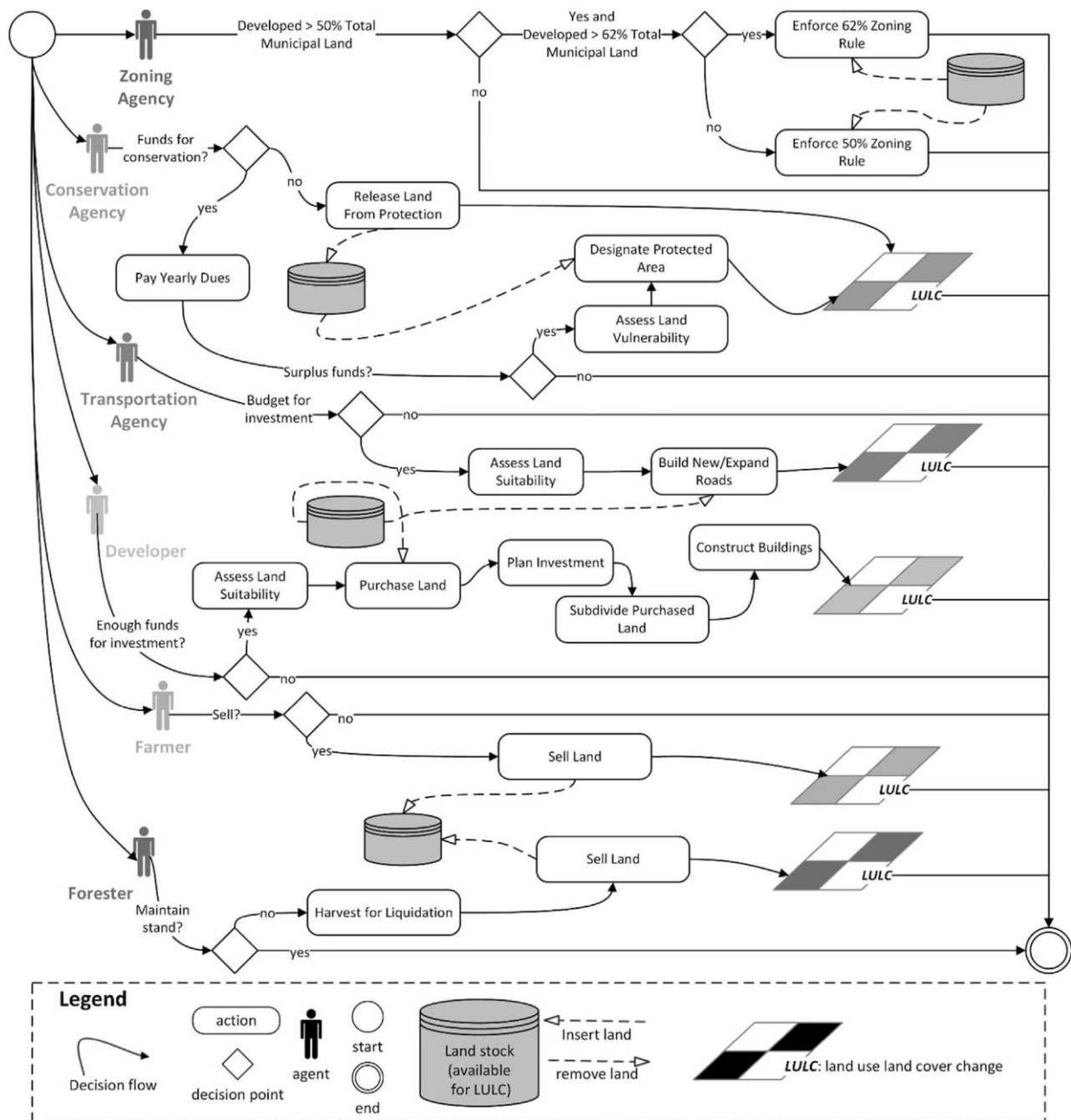


Figure V.5 An overview of an ABM-based translation framework, assuming that the focus of the model is on land use composition and configuration, producing output LULC maps at different time steps of model execution. Figure from [Mallampalli et al. \(2016\)](#).

The main advantage of ABMs lies in the ability to represent decision processes of many agents and then assess the effects of their micro-scale actions and interactions on macro-scale phenomena ([Parker et al. 2008](#), [Mallampalli et al. 2016](#)). ABMs are also very useful for developing a shared system understanding when working with local stakeholders. Particularly, the method finds great use in a collaborative workshop setting with experts and stakeholders, therefore facilitating the emergence of collective plans and actions. In addition, ABMs are able to deal with elementary (spatial, organisational) level dynamics, as well as aggregated ones, such as farmers and villages, fields and river catchments (e.g. [Becu et al. 2003](#); [Kelly et al.](#)

2013). The major disadvantage of ABMs comes from the complexity associated with modelling multiple decision-making agents within the context of a complex human-environment system (Mallampalli et al. 2016). Many ABMs tend to require significant computational resource due to high numbers of parameters, making their simulation results not easily reproducible. Moreover, results from ABMs are usually not easy to communicate, especially when the model shows unexpected and/or emergent behaviour. Finally, another issue with ABMs lies in the potential lack at relevant spatial scales of qualitative and quantitative knowledge required to parameterize the model (Kelly et al. 2013; Le Page et al. 2014), which can also pose issues for model validation.

V.3.2.3 Bayesian Networks (BNs)

BNs were first formalized by Pearl (1985) with the goal of devising a computational model for making inferences about human reasoning (Mallampalli et al. 2016). Since then, this approach has most commonly been used for decision-making and management applications in which uncertainty is a key consideration (e.g. Ames 2002; Bromley et al. 2005; Newton 2010). Unlike other modelling approaches, BNs are based on probabilistic rather than deterministic relationships to describe the connections among system variables (Borsuk et al. 2004), and therefore modelled outcomes inherently include information about predictive uncertainty. In BNs, variables are represented in a diagram (e.g. Fig. V.6) with nodes connected by arrows that describe underlying relationships in the system (Reckhow 2003). Dependencies are then characterized by a set of conditional probability distributions (Borsuk et al. 2004), which define the quantitative relationships between each variable and its parents. Together, these components decompose a complex causal chain into a series of local relationships (Mallampalli et al. 2016). These relationships can be characterized based on both quantitative and qualitative sources of information (e.g. Marcot et al. 2001; Barton et al. 2012). BNs are therefore particularly useful when historical data are lacking, but other types of knowledge, including expert opinion and survey data, are available (e.g. Ticehurst et al. 2011; Chen & Pollino 2012; Richards et al. 2013). Final outputs, generated by propagating uncertainty through the network using probability calculus or available simulation software (Aalders 2008; Meyer et al. 2014), can then feed into more detailed simulation models (e.g. cellular models).

A major benefits of BNs lies in their ability to rapidly update model outputs as new data become available and the ability to re-calibrate the model to a different set of stakeholder inputs (e.g., translation and application to another study area) (Mallampalli et al. 2016). Other benefits of BNs are their ability to combine different sources of knowledge (e.g. stakeholder beliefs, experts) (Borsuk et al. 2004; Marcot et al. 2006), making them very suitable for applications where data are incomplete. An important advantage of BNs is also in communicating model

results through stakeholder dialogues, given that the definitions and appropriate states of outputs have often been constructed in collaboration with model users (Kelly et al. 2013). The disadvantages of BNs come from the difficulty to obtain information in the form of conditional probabilities, especially if it is difficult for stakeholders to conceptualize the idea of conditional distributions. This can be overcome if the translation process is carefully designed to solicit relevant stakeholder knowledge (Mallampalli et al. 2016). In addition, if narratives describe multiple changes, it may be difficult for BNs to model all of them, as they are most suited to study specific systems or subsystems and a specific change associated with the system. Finally, due to their acyclic structure (Jensen 2001), BNs usually fail to conveniently represent feedback loops in the system.

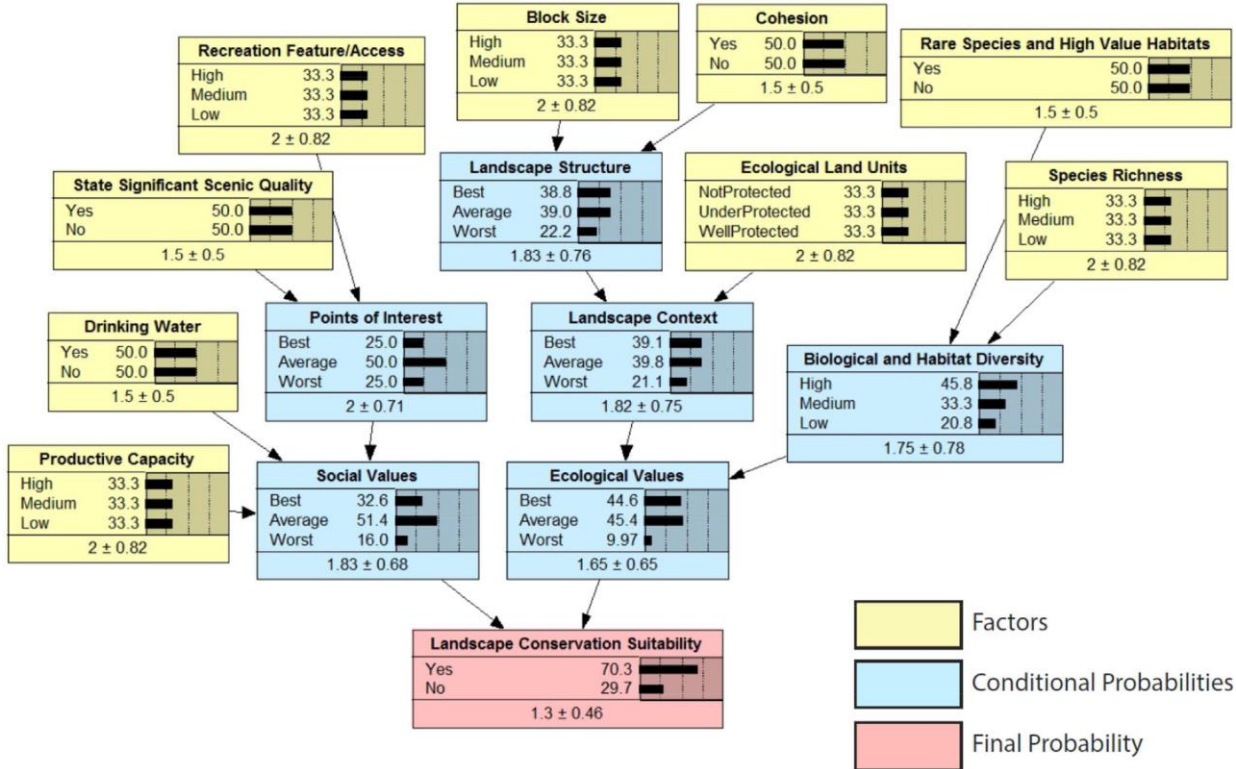


Figure V.6 A Bayesian network diagrams used to assess landscape conservation suitability. In this example, specific findings have been entered for each factor to show the overall probability of suitability based on those inputs (Meyer et al. 2014).

V.3.2.4 Fuzzy cognitive maps (FCMs)

First developed by Kosko (1986), FCMs are aimed at mapping and quantifying fuzzy relationships between system variables. Although originally introduced as a tool for analyzing uncertainties in relationships and the resulting effects on system behaviour, many recent applications have emphasized the use of FCMs as a systems-thinking approach (Mallampalli et al. 2016). This approach is particularly adapted to scenarios characterized by multiple co-evolving drivers in which the objective is to understand system resilience to change (e.g. Kok

2009; Diniz et al. 2015; Gray et al. 2015). Especially, FCMs are appropriate for exploring causality when both the variables of the system and their relationships are fundamentally fuzzy (Kosko 1986). Applied to issues at different spatial scales (from local to global), they provide a useful tool for policy-makers to evaluate top-down policy choices and prescriptive actions (Mallampalli et al. 2016).

The process of construction of FCMs usually involves two steps: (1) the identification of drivers of change described in the narratives; and (2) the mapping of these drivers and their relationships. Such as in the SD approach, diagrams are used to represent the system, with signs indicating causality (+ or -) and the strength of the causality represented with a subjective numerical scale ranging from 0 to 1 (e.g. Fig. V.7). Note that the parameters defining the strength of the relationships between drivers can also be based on quantitative surveys (Van Vliet et al. 2010). Although this translation between qualitative scenarios and quantitative models can be done by experts alone, allowing stakeholders to concurrently develop narratives and their FCMs representations offers the biggest advantages (Van Vliet et al. 2010).

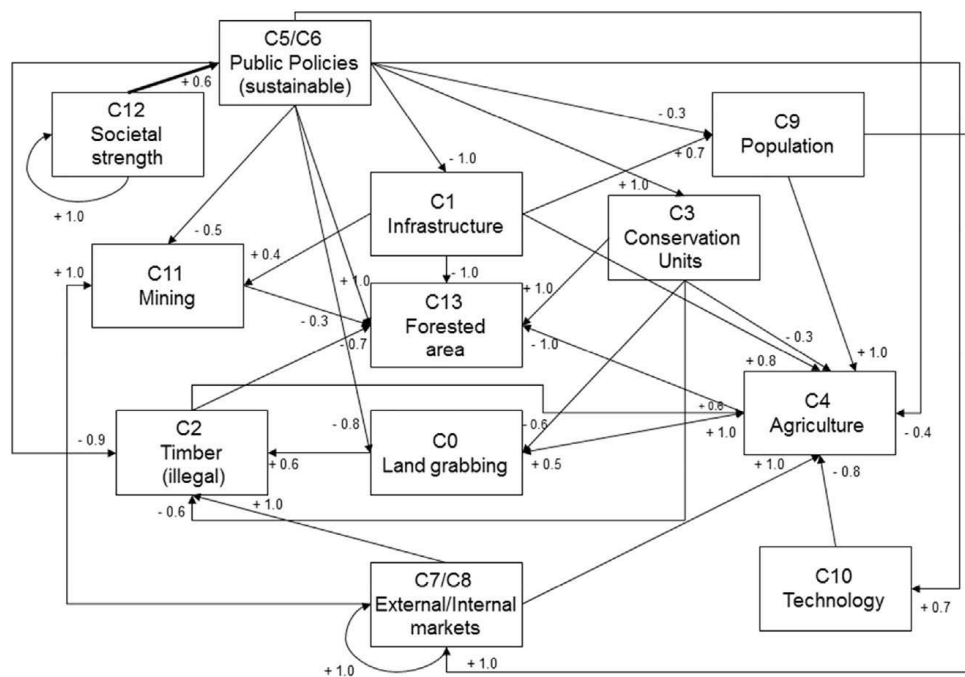


Figure V.7 A FCM developed to describe the system of drivers of deforestation for the Brazilian Amazon as developed by stakeholders (Figure from Mallampalli et al. 2016).

Such as the SDs, the main advantages of FCMs lie in their ability to: (1) lucidly represent complex systems and provide insight on feedbacks; (2) provide scenario enrichment through concurrent development of narratives and their FCMs with stakeholders; and (3) explicitly represent drivers and model assumptions (Mallampalli et al. 2016). This method also offers a very user-friendly and creative way to integrate stakeholders while still requiring concrete semi-quantitative information (Kok 2009), making it particularly useful when time and resources are a

constraint. On the other hand, such semi-quantified relationship is also the main disadvantage of FCMs as it only allows providing semi-quantitative outputs (Mallampalli et al. 2016). Another disadvantage is that the values of drivers in the outputs are function of the number of iterations and not of time, although this can be partly overcome by including processes that act at approximately the same time scale (Kok 2009). Finally, a limitation of the method may also be its need to be performed in a workshop setting, as FCMs completely lose their interest if constructed independently.

V.3.2.5 Coupled component models (CCMs)

CCMs are historically among the most commonly used approaches to integrated modelling (Kelly et al. 2013). It results from the hybridization of models from different disciplines or sectors, such as ABMs, SDs, BNs and/or other modelling approaches, to come up with an integrated outcome (e.g. Van Delden et al. 2011; Drobinski et al. 2012; Kelly et al. 2013; Laniak et al. 2013). Such hybridization is especially seen when combining biophysical models (e.g. process-based models distributed in time and space) with social and economic models (e.g. ABMs, BNs, or SDs) (e.g. Van Delden et al. 2007). For instance, in their review, Mallampalli et al. (2016) reported a study that used BNs with a cellular model to translate stakeholder-derived qualitative scenarios of LUCC into quantitative, spatially explicit simulations (Meyer et al. 2014). CCMs therefore inherit the characteristics features from models that comprise them, while also incorporating feedbacks. Coupling may be loose, where outputs from models are linked together 'manually' (i.e., externally to the original models), or tight where the component models are engineered to work together to share inputs and outputs (Kelly et al. 2013). Although it may depend on the models that are integrated, on average CCMs mostly incorporate quantitative data in model parameterisation.

A major advantage of CCMs is that they can explore dynamic feedbacks, for example between socioeconomic change and ecological perturbations (Schreinemachers & Berger 2011), and can incorporate very detailed representations of system components and their links (Kelly et al. 2013). CCMs also allow for more depth in the representation of individual components compared to other simpler approaches. On the other hand, conceptually linking models might be fraught with difficulties as they are originally developed for in-depth understanding of a specific discipline and not aimed for hybridization. In addition, CCMs may not benefit from the interfaces available for SDs, BNs or ABMs if they feature an ad hoc integration, therefore making difficult a participatory model development. Finally, due to the complexity of underlying model components and their relationships, the uncertainties from these models are rarely understood and therefore difficult to represent (e.g. Voinov & Shugart 2013). This can make

such models inappropriate or difficult to use successfully in prediction applications for which uncertainty assessments are required (e.g. [Voinov & Cerco 2010](#)).

V.3.3 Integration of varied subsystems (biophysical models)

As illustrated in Chapters I and II, the intertwined relationship between, climate, ecosystems, human activities, and water requires developing integrated approaches in the treatment of issues. In this context, it means taking into account not only the hydrological subsystem, but also all the subsystems involved in the complex human-environment system (e.g. Fig. [V.3](#)). While the previous section aimed at exploring which modeling approach could be used to account for the human subsystem, this section aims at exploring approaches that could be used to model subsystems from the biophysical component (i.e. climate, water, land cover, soil, geology). In the purpose of this research, we especially focused on the modeling of three subsystems: (1) climate; (2) land cover; and (3) hydrology.

V.3.3.1 Climate modelling

Climate modelling is used in order to simulate climates at different spatial (i.e. from global to local) and temporal (i.e. past, present and future) scales. Historically, the largest scale features of atmospheric circulation have been simulated using global climate models (GCMs). Regarding possible future climate change, the primary source of such information comes from GCMs that simulate possible changes under a range of future greenhouse gas emissions or concentration scenarios ([Olsson et al. 2016](#)). To this end, over the last decades, modelling groups have participated in the Coupled Model Intercomparison Project (CMIP) (e.g. [Eyring et al. 2016](#)) and the Atmospheric Model Intercomparison Project (AMIP), which have been at the base of consecutive IPCC assessment reports (e.g. [IPCC 2013, 2021](#)). However, GCMs are generally executed over coarse spatial resolution (100-250 km) and are therefore missing important features influencing climate at regional/local scale. For this reason, from the end of the 1980s, regional climate started to be simulated using limited-area meteorological models nested in general circulation models (e.g. [Dickinson et al. 1989](#); [Giorgi & Bates 1989](#); [Giorgi 1990](#); [McGregor 1997](#)). This process, also called dynamical downscaling (e.g. [Wang et al. 2004](#); [Cooney 2012](#)), led to the development of what is known as regional climate models (RCMs) (Fig. [V.8](#)). The idea of regional climate modelling is that the GCMs provide the global large-scale circulation features as lateral boundary conditions for RCMs to obtain details of climatic patterns over a limited area ([Ambrizzi et al. 2019](#)).

Due to their finer spatial resolution (25-50 km) and better description of physical processes, in general (but not always) RCMs outperform GCMs in many aspects (e.g. [Marinucci 1996](#); [Samuelsson et al. 2011](#); [Olsson et al. 2016](#)). For this reason, numerous studies have applied

RCMs over the last decades in order to generate high-resolution multi-model ensembles driven by GCMs (e.g. Christensen et al. 2007; Mearns et al. 2009). Sometimes, reanalysis can also be applied in order to constrain models with available observations (e.g. surface stations, satellite products), making them more accurate. In addition, bias-adjustment (i.e. tailoring) is also required sometimes, in order to avoid unrealistic results in hydrological modelling when using the direct outputs from climate models. Therefore, in the end, a wide variety of RCMs is available in order to fit the purpose and spatial scale of specific studies at local scales.

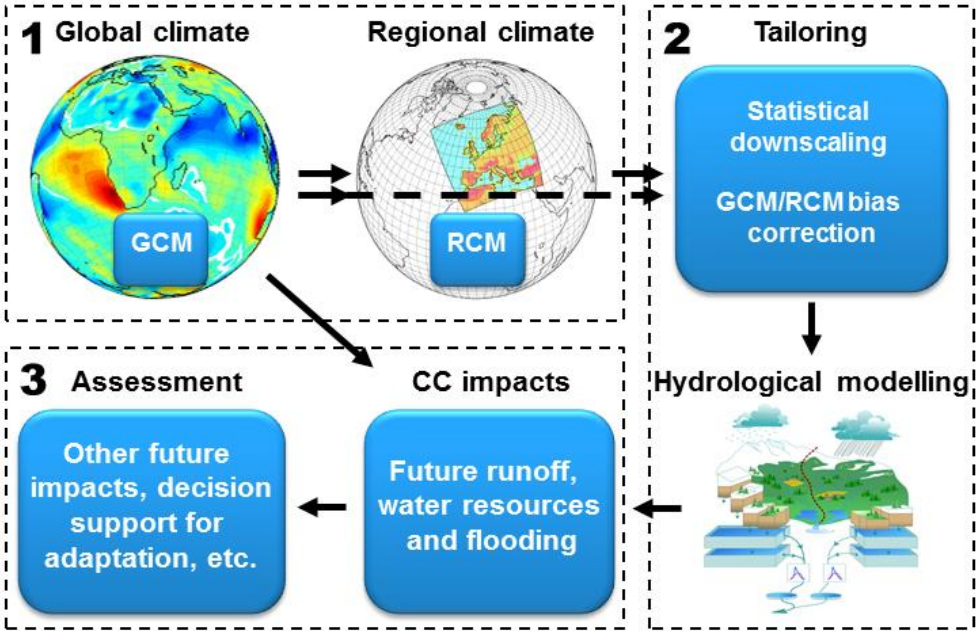


Figure V.8 The downscaling of models used for hydrological climate change impact assessments (Olsson et al. 2016).

V.3.3.2 Land use and cover change modelling

The development of LUCC modelling has been an important component of research programs over the last decades in order to understand LUCC dynamics, analyse potential LUCC under multiple scenarios, and guide planning processes (e.g. Verburg et al. 2002; Mas et al. 2014). Nowadays, a wide variety of LUCC models is available, as reported in recent comprehensive reviews (e.g. Ren et al. 2019). Based on existing literature, LUCC modelling approaches may be separated into two broad categories: (1) pattern-based approaches (i.e. oriented towards describing and extrapolating past patterns); and (2) process-based approaches (i.e. designated to represent environmental and human decision processes that cause changes in patterns).

In pattern-based approaches, LUCC is assessed using available biophysical data (e.g. satellite imagery, maps of environmental variables, census data) and then linked to influencing factors based on past change analyses (Verburg et al. 2006). Within this group of approaches, machine learning (e.g. neuronal networks, genetic algorithms, decision trees, support vector

machines) and statistical (e.g. traditional regression) methods allow addressing spatial and temporal relations between LUCC (outputs) and local characteristics (inputs) to construct change potential maps, providing an empirical measure of the likelihood of LUCC (Ren et al. 2019). Such methods have been applied to various fields, such as classification of heterogeneous land cover, or urban dynamics and projection for policy-based scenarios (e.g. Maithani 2015; Keshtkar et al. 2017). In a similar way, cellular models (e.g. SLEUTH, Environment Explorer, Land Transformation Model, CLUE) are also able to simulate transition of LUCC based upon constant rule sets or algorithms, using discrete spatial units (e.g. pixels, parcels, or other land units) as basic units of simulation (e.g. Clarke & Gaydos 1998; Verburg et al. 1999; De Nijs et al. 2004; Clarke 2008; Yang et al. 2016; Ke et al. 2017). Cellular models have been widely used to various fields (e.g. urban growth, Houet et al. 2016) due to their flexibility, simplicity, and intuitiveness in reflecting spatiotemporal changes in LUCC patterns (Ren et al. 2019). They can also be adapted and coupled with other modelling approach to improve their performance and availability.

In contrast, process-based approaches aim at analysing the actors involved in LUCC processes. Those approaches include, for instance, sector-based and spatially disaggregated economic models (Ren et al. 2019). Sector-based models focus on economic sectors at aggregated scales and can be separated into two categories depending on the economic system they represent: (1) partial equilibrium models focusing on specific sectors (e.g. energy, agriculture, forestry) (e.g. Sands & Leimbach 2003; NRC 2014); and (2) general equilibrium models accounting for the global economy and its interactions (e.g. Timilsina & Mevel 2013; Hertel 2018). In a similar way, spatially disaggregated economic models aim at simulating individual decisions at smaller scales (e.g. field, parcel, and neighbourhood levels) using reduced-form econometric approaches in order to identify the causal relations between LUCC and multiple explanatory factors (e.g. Brown et al. 2013; NRC 2014; Chang-Martínez et al. 2015). Process-based approaches may also include ABMs (e.g. Brown et al. 2005a) (cf. Section 5.3.2), therefore simulating the decision of individual agents and assess the resulting micro-scale behaviours and interaction among agents and the environment (e.g. Valbuena et al. 2008; NRC 2014). Note that it is also common to combine approaches in order to provide the best characterization of LUCC pattern and processes.

V.3.3.3 Hydrological modelling

Hydrological modelling can be performed at various spatial and temporal scales. Models attempting to simulate global hydrology and associated processes are similar to hydrological components of the GCMs (Sood & Smakhtin 2015). On the other hand, it is also crucial to be able to perform hydrological modelling at regional, basin, and sub-basin scales in order to

simulate local processes. To this end, over the last decades numerous models have been developed, offering various specificities, complexities, advantages and disadvantages. Historically, relatively “simple” hydrological models have been used in order to separately represent the patterns and processes occurring in the surface (i.e. hydrological modelling) and those occurring in the subsurface (i.e. hydrogeological modelling) (e.g. MODFLOW, [Harbaugh 2005](#)). Such simplification aimed at reducing model complexity through the exemption of a complete understanding of parameters and processes (e.g. [Hill 2006](#)). But since then, numerous coupled and integrated models have been developed in order to simulate most of the hydrological processes involved in both the surface and subsurface (e.g. HydroGeoSphere, [Brunner & Simmons 2012](#)), and it is becoming more and more common to use hydrological model ensembles (e.g. [Bastola et al. 2011](#); [Van Vliet et al. 2015](#); [Roudier et al. 2016](#)).

In addition, in the context of integrated water resource management under global change, it is also crucial to be able to take into account the socio-economic processes (e.g. surface and subsurface withdrawals, LUCC, reservoir management). To this end, the recent decades have seen an increasing emergence of hydroeconomic models in order to inform water resources planning through the integration of biophysical, technological and economic representation of the water system (e.g. [Bekchanov et al. 2017](#)). Such approach has been successfully applied from global scale, such as IGSM-WRS ([Strzepek et al. 2013](#)) and IMPACT-WATER ([Cai & Rosegrant 2002](#)) models, to national scale, such as CALVIN model (e.g. [Draper et al. 2003](#)), and finally basin and sub-basin scales (e.g. [Harou et al. 2009](#); [Nigatu & Dinar 2016](#)).

Among these numerous water management models, the Water Evaluation And Planning (WEAP) system ([Yates et al. 2005](#)) has been widely used. First developed in 1988 by the Stockholm Environment Institute, this model is able to spatially represent different water supply sources (e.g. groundwater and surface water), water demands (e.g. urban, irrigation), and the related connections among elements (e.g. canals, rivers, wells), based on daily, monthly, or yearly time steps ([Liu et al. 2022](#)). WEAP is specifically designated to support water sustainability evaluation under different management and climate scenarios and help developing policies to meet future demands. In a recent version, the model also attempt to consider land cover in the water balance. In an advanced feature, WEAP also provides a coupling with the three-dimensional finite-difference groundwater model MODFLOW ([Harbaugh 2005](#)), which allows studying the effects of changes in local groundwater levels on the overall system (e.g. groundwater-stream interactions, lateral groundwater recharge, pumping problem due to drawdown) and vice versa (e.g. groundwater abstraction, infiltration).

In the same way, the Extended Continental-scale Hydroeconomic Optimization (ECHO) model ([Kahil et al. 2018](#)) has been developed in order to represent local hydrological and

technological constraints with regional and global policies, while accounting for feedback effects between water, energy, and agricultural sectors. More recently, the International Institute for Applied Systems Analysis (IIASA) developed the Community Water Model (CWatM), an open source and community-driven model (Burek et al. 2020) adapted to simulate hydrology both globally and regionally at different spatial resolution (from 1 to 50 km) on daily time steps. CWatM is fully integrated, taking into account a wide variety of processes, such as: climate (i.e. precipitation, temperature, wind); land cover (i.e. forest, grassland, urban, water, irrigated land); water demand (i.e. industry, agriculture, livestock and households); vegetation (i.e. albedo, transpiration, interception); soil (i.e. preferential flow, capillary rise, surface runoff, percolation into groundwater); topography; groundwater (i.e. simulated using a MODFLOW coupling); reservoir regulation; and routing (e.g. Fig. V.9). Therefore, the model is particularly designated to assess water availability, water demand, and environmental needs under different scenarios (e.g. socioeconomic, climatic).

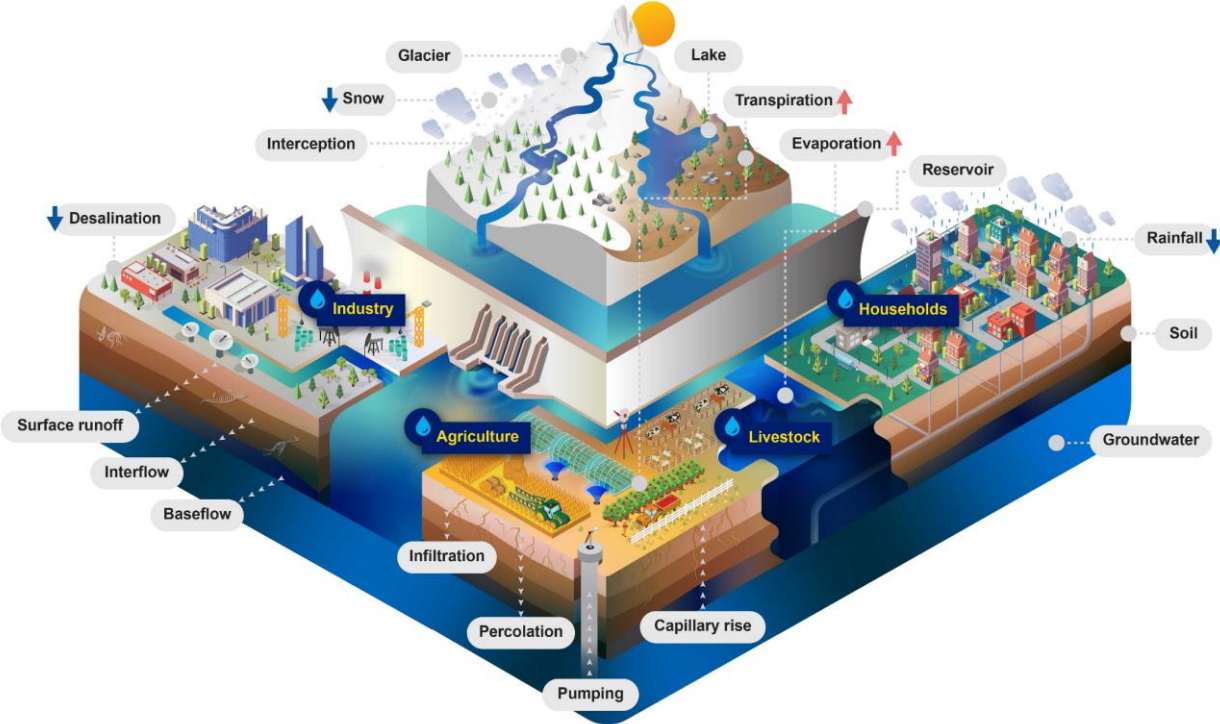


Figure V.9 Water related processes included in the Community Water Model (CWatM).

V.4 Combining scenarios and models with participation

“One of the fundamental prerequisites for the achievement of sustainable development is broad public participation in decision-making. Furthermore, in the more specific context of environment and development, the need for new forms of participation has emerged. This includes the need of individuals, groups and organizations to participate in environmental impact assessment procedures and to know about and participate in decisions”. Enshrined

more than thirty years ago within the 1992 Rio Declaration of Environment and Development (UNCED 1992), this statement translates the need for participatory methods to support decision-making processes, especially in relation to environmental issues and sustainability challenges.

But first, it may be necessary to define what is meant by “participation”, as this term may refer to various processes. For instance, political participation only involves voting or contacting elected officials, while civic participation may refer to volunteering effort to support local community. Thus, in the purpose of this research, participation is defined as the involvement of broad categories of stakeholders and public in the decision-making processes regarding environmental governance and planning. Such involvement may be achieved in different ways in between two extremes: from the absence of participation (i.e. uninvolved and passive role for citizens) to a fully integrated participation (i.e. active and engaged role for citizens) with public authorities (e.g. Callahan 2007). The different levels of citizen participation have been described for a long time already, as illustrated through the Arnstein’s ladder of participation (Arnstein 1969). In general, they range from simple communication of information, to the solicitation of public opinion through mechanisms such as consultation, and finally to active involvement in the decision-making process (e.g. Smith 2014).

It may also be necessary to define what type of public could be involved in such participatory approaches. Indeed, considering that it is physically impossible to involve all stakeholders from a given territory, a choice is required in order to limit the participants to a representative sample of persons. Yet, here is the difficulty, as it may be complicated to identify “legitimate” persons. Therefore, depending on the situations, preferences, and objectives, several options are possible. When a global vision of the system is considered, the participants can be people (not necessarily locals) with knowledge of the territory (e.g. technicians, scientists, state services). The legitimacy from such persons comes from their experience on the issue, which allows them to speak in the name of other stakeholders. It may also be possible to involve local stakeholders whose legitimacy is insured by their representative status (e.g. local elected representatives, presidents of association, presidents of local syndicate). When a participation of local stakeholders is considered, it is also possible to maximize the diversity of participants through a fair representation of every sectors related to the studied issue. The approach can also include citizen participation. In such case, the selection of participants may be based on volunteering, or on socio-demographic variables (e.g. gender, age, geographic origin, type of territory, socio-professional category), as what has been done in 2019-2020 for the French “citizens’ convention for climate” (CCC) (e.g. Courant 2020; Fabre et al. 2020; Gougou & Persico 2020).

In the end, a combination of options can be applied, and the choice of involvement depends on the specifics of any particular situation. Historically, it has been estimated that more knowledge-based decisions (i.e. involving experts) would require lower levels of participation than value-based decisions (e.g. [Rowe & Frewer 2000](#)). On the other hand, given the complexities of human-environment system, the involvement of stakeholders and public has gradually been seen as important, either in recognition of human rights regarding democracy and procedural justice (e.g. [Laird 1993](#); [Perhac 1998](#)), or simply in order to improve policies popularity and trust (e.g. [Kasperson et al. 2012](#)). In addition, instead of solely relying on the views of external experts (e.g. scientists), people with knowledge of a system can potentially provide answers to problems within that system ([Bell et al. 2012](#)), therefore making the policies more effective (e.g. [Conroy & Berke 2004](#); [Jönsson 2004](#); [Väntänen & Marttunen 2005](#)).

Nevertheless, producing shared representations of complex systems between users, elected representatives, managers, and researchers requires specific methods. For this reason, from the 1970s there has been an increasing development of participatory approaches in various fields of research, such as social sciences, development studies and systems thinking (e.g. [Bottrall 1982](#); [Latour 1987](#); [Bawden 1990](#); [Bateson 2000](#)). As noted by [Voinov & Bousquet \(2010\)](#), “different groups of researchers have advanced in parallel, developing and applying specific methodologies, which are based on the same principles but focus on different parts of the process”. Although for a long time such approach has been based on hierarchical relationships between scientific and non-scientific knowledge (e.g. [Callon 1998](#)), nowadays numerous approaches are aimed at a co-construction and coproduction of research (e.g. [Houllier & Merilhou-Goudard 2016](#)), especially regarding water management (e.g. [Mitroi & Deroubaix 2018](#)). In this context, four relatively linked participative methods allowing connecting scenarios, models, and participation at different levels are presented hereinafter.

V.4.1 Serious games

Serious games are a category of games (i.e. board games, role-playing games, video games) which are designed for a specific purpose other than only pure entertainment, enjoyment or fun (e.g. [Chen & Michael 2005](#); [Bergeron 2006](#); [Chew et al. 2014](#)). Instead, their goal is to combine a “serious” intention (e.g. pedagogy, information, communication, or training) with the entertainment intention of a “game”. One of their objectives is also the creation of a space for dialogue and discussion (e.g. [Olszewski et al. 2020](#)), therefore favouring innovation and creativity. Although the use of serious games can be traced back to centuries ago, through military simulations mainly (i.e. war-games), the formal definition of the concept seems to have been introduced around the 1970s (e.g. [Abt 1970](#); [Jansiewicz 1973](#); [Duke 1974](#)). Since then, an increasing number of serious games have been developed in a wide range of fields (e.g.

healthcare, defence, education, communication, politics, [Djaouti et al. 2011](#)). Nowadays, although serious games may often refer to video games, in the purpose of this research we rather focused on board and role-playing games, which have been increasingly developed for environmental purposes over the last two decades.

V.4.1.1 Role-playing games

Role-playing games can be defined as “the performance of an imaginary or realistic situation played by people with given roles in order to analyze behavioural patterns” ([Shafteel & Shafteel 1967](#)). These games are composed of physical elements (e.g. game board, cards, tokens), associated with a set of rules defining the interactions between participants and the game, as well as the game dynamics. In the context of complex socio-ecological systems under global change, role-playing games have been used to parameterize simulation models, while also identifying specific drivers of change and developing narratives (e.g. [Castella et al. 2005](#); [Pak & Brieva 2010](#); [Washington-Ottombre et al. 2010](#)). Especially, this approach has been increasingly used for land-use and water management and planning (e.g. [Commere 1989](#); [Lardon 2013](#); [Le Page et al. 2014](#); [Abrami & Becu 2021](#); [Ferrand et al. 2021](#)), providing a social learning and collective management tool (e.g. [Souchère et al. 2010](#)) while mediating negotiations in ecological systems that require resource sharing (e.g. [Dung et al. 2009](#)). Role playing game have also proven very useful in combination with ABMs and multi-agent simulation models (e.g. [Bousquet et al. 1999](#); [Barreteau et al. 2001](#); [D'aquino et al. 2003](#)), whereby stakeholder action during the game can be interpreted as inputs to simulation models.

A wide variety of role-playing games exists in the literature and has been adapted for various applications. For instance, Wat-A-Game (WAG) is a recently developed French methodological platform (integrated within the COOPLAGE approach, [Ferrand et al. 2021](#)) providing toolkits, guidelines and web-services for designing and using role-playing games for water management, policy design, and education (e.g. [Abrami & Becu 2021](#)). WAG allows players exploring water management strategies and discussing water policies through the use of easily available objects (such as coloured bricks or marbles). Used at different scales and for various water related issues, it allows showing how water flows, how it is polluted, transformed, shared, and used. It also allows exploring the effects of new policies. In the end, role-playing games may offer many advantages, among which they allow accommodating the range of behaviours, decision-making, and adaptation through direct involvement of stakeholders, while fostering exchanges of knowledge between stakeholders and researchers (e.g. [Martin et al. 2011](#); [Lamarque et al. 2013](#)).

V.4.1.2 Board games

Classic board games are very similar to role-playing games but with the difference that participants are not given a role to play. Such games are also composed of physical elements (e.g. game board, cards, tokens) and specific rules regarding game dynamics. However they do not include specific rules regarding roles and their interactions among participants. Historically, most of the serious games that have been developed to the purpose of participative scenario construction and environmental management were role-playing games. On the other hand, over the last decade numerous classic board games have also been developed in relation with environmental issues. Contrary to the approaches mentioned above, these board games were more aimed at raising public understanding of global change rather than for management and planning purposes. The objective is therefore to share scientific knowledge regarding complex systems through the use of games, translating an existing numerical model or not.

As an example, the Climate Fresk (<https://climatefresk.org/>) is a game that has been developed in 2015 in France in order to raise public awareness about the causes and consequences of climate change using cards with which participants draw a “Fresk” (i.e. fresco). To do so, the participants need to arrange the cards on a white band of paper, on a table or a wall, and to link them by cause-consequence relationships drawing arrows. Both the cards and the arrows are meant to summarize knowledge from the IPCC assessment reports (e.g. [IPCC 2021](#)). In a second phase of the Climate Fresk workshops, participants decorate their “Fresk” and choose a title, and then a debrief enables them to discuss about their feelings, questions, and individual and collective solutions needed. Nowadays, a wide variety of board games is available and has been adapted for various applications.

V.4.2 Prospective

“Prospective is neither forecasting nor futurology. It is a way of thinking based on action and non-predetermination using specific methods, such as scenarios” ([Godet 1986](#)). Rather than a prediction, this approach aims at providing, under certain assumptions and with a confidence interval of uncertainty, a sample of coherent and plausible accounts of possible futures (e.g. [Peterson et al. 2003](#); [Polasky et al. 2011](#)). Direct translation of a French word, prospective is sometimes also translated foresight, forecasting, or future studies. Although the correspondence is not perfect, in the end it has been established that: “The starting point of foresight, as with *la prospective* in France, is the belief that there are many possible futures” ([Martin 1996, 2010](#)). The origin of prospective can be traced back to almost a century ago, when forecasting methods used prior to the Great Depression were put into question ([Didier 2009](#)). Yet, it mostly developed in the United States (e.g. Rand Corporation) and in France (e.g.

Centre d'Etude Prospectives, Association Internationale de Futuribles) from the 1950s (e.g. [Berger 1957](#); [De Jouvenel 1967](#); [Godet 1979](#)). Nowadays, it is a discipline composed of various fields developed from a common conceptual base. Whatever the field of study, scenarios, collective thinking, and debate are almost always integrated into the approach, but in variable forms, and more or less present in the different stages ([Voiron-Canicio & Garbolino 2021](#)). In the purpose of this thesis, two specific fields are presented: the environmental prospective and the territorial prospective (e.g. [Piveteau 1995](#); [Mermet 2003, 2005](#)).

V.4.2.1 Environmental prospective

The field of environmental prospective was developed in response to the consequences of human activities on the environmental system (e.g. biodiversity loss, pollution) and their feedbacks to human system (e.g. health, economy). Its development can be traced back to the 1970s with, for instance, the deployment of the UNESCO's Man and Biosphere program and, especially, the publication of "The limit to growth" on behalf of the Club of Rome ([Meadows et al. 1972](#)). This global foresight work, among the first of its kind, was based on emerging computer simulations using World3, a SDs model which simulated the interactions between population, industrial growth, food production, and limits in the Earth's ecosystems under different scenarios. Results from these simulations were particularly worrying: if humanity kept pursuing growth without regard for environmental and social costs, global society would experience a collapse in economic, social, and environmental conditions midway through the 21st century. These trends were further clarified and confirmed by two updates of these models published in 1992 and 2004. In addition, despite the numerous criticisms of the model (its simplicity particularly), it has been found that current empirical data is broadly consistent with the 1972 business-as-usual scenario (e.g. [Turner 2008](#); [Herrington 2021](#)).

Although it did not allow curbing the direction of the events, this environmental prospective work had the merit of raising awareness about the risks generated by an economic development that would not take into account the Earth's limits. From the end of the 1980s, this accumulation of work led the United Nation to define the concept of sustainable development, i.e. "a development that meets the needs of the present without compromising the ability of future generations to meet their own needs" ([Brundtland et al. 1987](#)). Therefore, in essence such concept means looking ahead, which further reinforced the interest of environmental prospective. In 1988, the IPCC was created with the main objective to study the evolution of climate, its impacts on ecosystems and society, and the options to mitigate climate change and its expected consequences. Along its different assessment reports (e.g. [IPCC 2023](#)), the IPCC designed a series of RCP (Representative Concentration Pathway) socio-economic scenarios of green house gas emissions translated into different climate models.

In 2001, the United Nations launched an assessment of the impact of human activities on the environment, ecosystem services, and human wellbeing. This work led to the publication of the “Millennium Ecosystem Assessment” in 2005, which integrated different scenarios of human activities development and climate change. In 2016, the French consortium AlliEnvi (*Alliance nationale de recherche pour l'Environnement*) published a report with the evaluation of 307 scenarios applied to environmental prospective (De Menthière et al. 2016). In a similar way, in the context of water management in France, numerous prospective projects have also been conducted over the last decade in order to assess the impact of climate change on surface hydrology and to define adaptation strategies. Those include for instance the Explore 2070 prospective at national scale (e.g. Chauveau et al. 2013; Carroget et al. 2017), or RheinBlick 2050 (Görge et al. 2010), RExHySS (Habets et al. 2013), R2D2-2050 (Sauquet et al. 2014), and Garonne 2050 (Agence de l'eau Adour-Garonne 2014) at watershed scales. Finally, environmental prospective mostly encompasses methodologies combining expert knowledge and modelling techniques that are usually not spatially explicit. In addition, they do not always take into account issues raised by stakeholders.

V.4.2.2 Territorial prospective

The field of territorial prospective aims at providing visions and orientations regarding the evolution of a territory and its inhabitants (Loinger & Spohr 2004). Compared to environmental prospective, it is not focused on assessing environmental issues, but rather human matters related to planning actions (e.g. demography, urbanism, land planning). Therefore, this approach has also allowed taking into account the spatial dynamics of a territory and to spatialize development recommendations. Despite some similarities (e.g. predictive analyses regarding development projects and policies), it may be necessary to mention that there is a clear distinction between territorial prospective and planning. Indeed, planning does not take into account stakeholder opinions and social acceptability of the planned future, while territorial prospective, in contrast, aims at collectively building a vision of the future with other working methods. In their paper, Voiron-Canicio & Garbolino (2021) reported three main families of territorial prospective: “(1) cognitive prospective, which questions the future based on assessments, situation evaluations, diagnoses, and surveys; (2) participative prospective, in which the future is worked out with the participation of stakeholders; and (3) strategic prospective, which sets a set of goals to reach within a certain time limit, and a plan of action to succeed in reaching them”.

In France, such approach has been historically associated with public policies and planning, as illustrated by the prospective work conducted by DATAR (*Délégation à l'aménagement du territoire et à l'action régionale*) from 1963 to 2014, and which aimed at the production of

scenarios and orientations regarding territorial development at national scale (Delamarre 2002). Among these, can be mentioned the “scenario of unacceptable”, corresponding to an image of France in the year 2020 to be avoided (e.g. Plassard 2002), and, in opposition, the “network polycentrism” corresponding to a desired scenario for France in 2020 (Voiron-Canicio & Garbolino 2021). Since then, decentralization of public policies has reduced the role played by state services in favour of regional prospective projects. As an example, the DATAR’s latest prospective exercise, “*Territoire 2040*”, was published in 2010 and aimed at the exploration of 28 scenarios on spatial systems (Cordobes 2010).

Nowadays, local authorities increasingly use prospective approaches in their attempt to anticipate future evolutions and define strategies for their own territorial projects. Over the last two decades, an abundance of prospective exercises has been carried out from local (i.e. city) to regional levels (Roëls & Van Cutsem 2012). Such engineering, which until then was associated with experts legitimated by state institutions (e.g. scientist, technicians), started to be appropriated by local stakeholders. As an example, within the territory of Lorient Agglomération, such studies are implemented by AUDELOR (*Agence d’Urbanisme, de Développement Economique et technopole du pays de LORient*), as illustrated through a recent 2050 port and maritime prospective exercise (e.g. Jacques 2022; Réchède 2022). In the end, territorial prospective is not always used in combination with modelling methods, and except for participative territorial prospective (e.g. Lardon et al. 2016), the participation of stakeholders is not systematically included.

V.4.3 Companion modelling (ComMod)

There has been a proliferation of methods engaging stakeholder in modelling, or, rather, of the use of modelling in support of a decision-making process that involves stakeholders (Voinov & Bousquet 2010). From the 1990s, the Companion Modelling (ComMod) approach was developed in France (e.g. Bousquet et al. 1996; Etienne et al. 2003; Antona et al. 2005; Etienne 2010, 2013), providing new perspectives for the use of games and models in the management of natural resources. The aim of this approach is either the production of knowledge (i.e. towards researchers or local stakeholders) in the context of a better comprehension of the interactions within a system, or in support of negotiation in the context of a transition process regarding socio-economic or resource-use interactions. The approach relies on the co-construction and/or use with stakeholders of modelling and simulation tools in order to build shared (but not necessarily unique) representations (i.e. mental maps) of studied socio-ecological systems (D’aquino et al. 2002; Barreteau et al. 2003), providing insights regarding system dynamics and allowing the evaluation of scenarios (Etienne 2006).

The implementation of the approach comprises twelve steps which, even if they are not all used systematically or follow a different order, represent a standard succession or a kind of complete model (Etienne 2013): (1) sensitizing those involved in development issues to the ComMod approach and its possible applications in local problems; (2) definition of the question raised between project holders; (3) inventory of scientific, lay or expert knowledge, available through surveys, diagnostic studies and analyses of the literature; (4) eliciting knowledge for the model through surveys and interviews; (5) co-construction of the conceptual model with stakeholders concerned by the issue; (6) choice of a tool (computerized or not) and implementation of a model; (7) calibrating, verifying and validating the model with local stakeholders; (8) definition of a scenario with local stakeholders; (9) exploratory simulations with local stakeholders; (10) diffusion among stakeholders who have not participated in the process; (11) monitoring and evaluation of the effect of the process on the practices of participants; and (12) training stakeholders interested in using the tools developed.

A first step in this complex participatory process is the definition of the question with concerned stakeholders. Then, its related actors, resources, dynamics, and interactions are collectively identified (i.e. ARDI, Etienne et al. 2011). It allows co-constructing conceptual models with the different participants in order to create a common object taking into account the diversity of representations and knowledge. The hypothesis is that stakeholder participation in model development and implementation would result in a more useful model (i.e. better fitted to stakeholder's needs) (Antona et al. 2005). The co-development of these shared representations of reality already initiate a learning process, and can then serve for research and stakeholder engagement processes in resource management planning, outreach, negotiations, and policy decisions (Bodonirina et al. 2018). Then, conceptual models can be implemented either in the form of serious game (i.e. role-playing game in general), or as a computerized model such as ABMs, in order to simulate different configurations. On the other hand, while, role-playing games may be very useful for the construction of scenarios, using them for scenario exploration may be relatively inefficient, as the repetition of time steps might become boring to participants (Etienne 2010). For this reason, combining role playing games with numerical simulations has proven very useful in order to help stakeholders understand the studied socio-ecological system and the impacts of their actions in the future (e.g. Bousquet et al. 1999; Barreteau et al. 2003).

In the end, ComMod is not aimed at proposing finely calibrated expert solutions, but rather at facilitating discussion between participants using models as boundary objects (Star & Griesemer 1989). Especially, the approach aims at promoting exchanges between different stakeholder categories in order to associate or confront lay (i.e. local stakeholders), technical (i.e. technicians) and academic (i.e. scientists) knowledge (Etienne 2010). It allows an active

implication, providing real intervention possibilities to involve stakeholders through (1) the sharing of their worldviews, (2) the construction of boundary objects (i.e. models), and (3) the elaboration and exploration of scenarios regarding the future. Thus, through a participative intention, ComMod allows implementing a reflexive framework for a collective exploration of possible futures (Ostrom 1990; Mathevet & Bousquet 2014). Like several other similar methods (e.g. Alcamo 2008; Popper 2008), ComMod allows representing different elements of scenarios (e.g. initial state, dynamical changes, final state and impacts). However, the strength of this approach is to also be able to visualize these elements through the viewpoints requested by stakeholders themselves, based on indicators they are used to take into account (Etienne et al. 2003). Note that the deployment of ComMod approach in the field of water management has also led to the development of a related approach: COOPLAGE (*“Coupler des outils ouverts et participatifs pour laisser les acteurs s’adapter pour la gestion de l’environnement”*, Ferrand et al. 2021). The specificity of this ComMod approach is to empower as much as possible the stakeholders, while facilitating their collaboration with adequate models.

V.4.4 Geoprospective

Prospective has proven very useful for exploring possible futures of given territories. On the other hand, from the late 1990s, a strong limitation of this method started to be pointed out by geographers: the lack of a spatial dimension in most prospective approaches. For this reason, from the mid-2000s, a number of similar methods using different terminologies (e.g. geoprospective, spatialized prospective, Voiron 2006; Houet 2006; Houet et al. 2011) converged, leading to the development of Geoprospective (Houet & Gourmelon 2014). This approach aims at providing environmental and territorial prospective the heuristic dimension of spatial modelling in order to anticipate the evolution of spatial systems. Compared to other approaches, it allows translating scenarios into spatialized LUC models.

In a general way, Geoprospective, which conciliates scenarios, models, and participation through the use of spatial modelling, constitutes an example of “integrated assessment of the land system” (Kok et al. 2004, Dearing et al. 2010) within the land change/system science (Verburg et al. 2015). Research carried out from this field aims at observing and monitoring land changes, understanding these changes as a coupled human environment-system in relation with global change, simulating land change using spatially explicit models, and assessing system outcomes (Gutman et al. 2004; Turner et al. 2007). In addition, one of the main objectives of Geoprospective is to efficiently integrate the development of both models and scenarios using participatory approaches. In this context, Geoprospective constitutes a spatialized participatory approach, involving stakeholder at every stage of the prospective process, and can therefore be considered a peculiar form of ComMod, or vice versa (e.g.

Etienne 2012). The spatial representation, based on various media (e.g. maps), provides a mediation tool to foster participation of stakeholders and their involvement in the collective action (Voiron-Canicio & Garbolino 2021). In the end, Geoprospective can be situated at the interface of several other fields of research, including all methods mentioned in this chapter, and from which it originated (Fig. V.10).

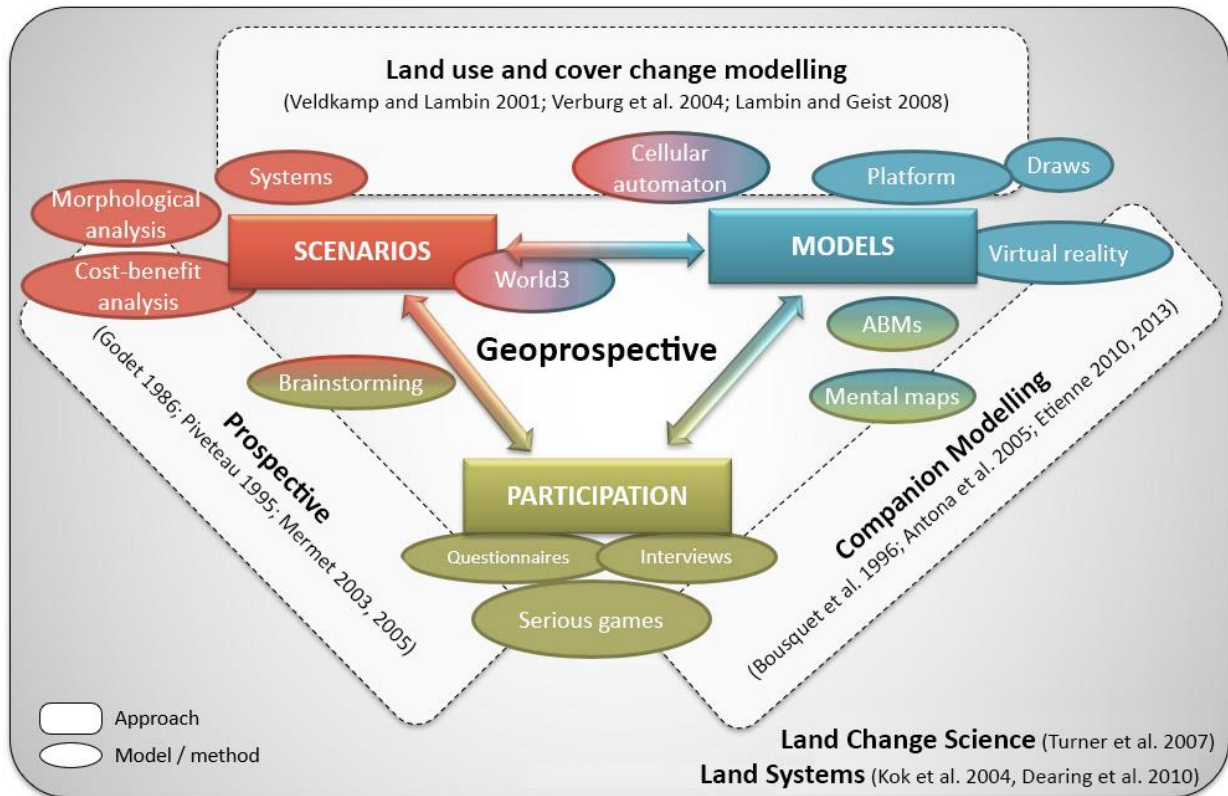


Figure V.10 Geoprospective, an approach at the interface of several fields of research (Houet & Gourmelon 2014).

V.5 Conclusion

“Our limited ability to simulate realistic patterns is not just a modelling problem, but a reflection of the real world” (Riebsame et al. 1994). The promise of predictive modelling is to build model based on what we know about the systems in the past to predict how the systems will behave in the future, assuming that systems do not change structurally. However, in the case of complex human-environment coupled system, such extrapolation is dangerous because so many unpredictable factors can influence future outcomes, especially in the context of global change. For this reason, scenarios and their numerical models seem appropriate to understand processes and feedbacks, to forecast alternative future trends, and to outline integrated strategies to achieve sustainable management. A wide variety of modelling approach are available to translate scenarios into specific simulation models, all methods having pros and cons depending on the scale, purpose, type of data available, level of participation and project resources. All of this allowed identifying the methodological tools suited to the purpose of our research, leading to the development of an approach we called “Water and Territory”. The originality of this approach – which aims at the modelling of participatory-elaborated prospective scenarios – is to interface most methods presented in this chapter.

Initially, we estimated that a coupled approach mixing socio-economic (e.g. agent-based) and biophysical (e.g. hydro-climatic) models may be the most appropriated in the context of this thesis. However, based on several reasons we decided not to perform agent-based modelling. First, we estimated that biophysical models already encompassed high levels of uncertainties, and it did not seem necessary to also include more uncertainties from the human system. Beside, ABMs use a rather simplistic representation of human interactions and behaviours, which seemed irrelevant to the purpose of our research. Such model would have probably been more useful for social-learning, such as the evaluation of cascading responses in agents' behaviours due to variations in environmental and human systems. Through the use of prospective, our approach only aimed at progressively exploring future outcomes of a restricted number of alternative policies or rules (i.e. forecasting scenarios). Instead of modelling the behaviour of agents and their interactions, the objective was rather to use the outputs from biophysical models in order to shed lights on possible futures, thus providing a mean for discussion regarding a desirable goal. Once such desirable trajectory identified collectively, it may be possible, in a backcasting stepwise procedure, to define levers for actions required to reach it, which, in turn, could foster behavioural changes.

In a sense, the objectives of this approach are therefore very similar to Geoprospective, with the difference that modelling would not be restricted to LUCS but would also include climate and hydrology. Indeed, the ambition is to cumulate a participatory approach with a prospective

dimension, in order to simulate LUCG and its dynamical relations with both surface water and groundwater under changing climate. To do so, a succession of biophysical models can be used in a stepwise procedure. First, scenarios may be translated to spatially explicit LUCG using a cellular model, which randomly generates changes based upon constant rule sets or algorithms. Although such model may not lead to the most accurate representation of LUCG, it offers the advantage of being relatively simple to use (i.e. low input requirements). In contrast, a more accurate LUCG modelling would be very challenging, especially regarding the evolution of agricultural lands (e.g. Houet & Verburg 2022). Thus, the approach is not aimed at exactly representing where LUCG is going to happen, but rather spatially representing hypothetical changes within the studied area (e.g. 1% growth of urban areas per year). Then, the objective is to combine future LUCG with hydrological modelling, in order to assess their effects on water availability (e.g. effects on evapotranspiration, surface runoff, infiltration), coupled with the impacts of water withdrawals and climate change.

In addition, despite numerous similarities with ComMod, our approach presents major singularities, among which the replacement of a multi-agents modelling by prospective. Moreover, while for pedagogic reasons ComMod usually involves relatively “simple” models, our approach aims at combining participation with the use of complex biophysical models. Regarding participation, a singularity of our approach also lies in the inclusion of citizens in the process, whereas most of the approaches reviewed in this chapter usually only involved “institutional” stakeholder. In this regard, our approach has been partly inspired by the CCC. But while the CCC only included, in essence, citizens, our approach aims at including both institutional stakeholders – usually involved in decision-making processes (e.g. elected representatives, associations, state services, managers) – and “average” citizens. We hypothesized that the relatively weak political consideration for the 150 propositions presented at the end of the CCC may be a result of the absence of decision-makers within participants. In the end, the “Water and Territory” approach aims at involving 20-25 citizens and 20-25 institutional stakeholders into three participatory workshops (Fig. V.11).

A first workshop is aimed at building a common base of knowledge regarding human-environment system at local scale, and more specifically regarding water resources under global change, using a serious game that is presented in Chapter VI. Unlike a ComMod approach, the objective is not to be fully open and let participants build their own representation of the system. Instead, the aim is to share scientific knowledge (i.e. Chapters I, II and III), providing information from which the participants can discuss/debate and build a shared representation of their territory, its water resources, and associated human pressures. The objective is to allow participants to understand the main elements affecting the system, their drivers, feedbacks, and the collective and individual solutions available, in order to prepare a

prospective approach and its modelling. Then, a second workshop is aimed at participatory elaborating prospective scenarios regarding the possible futures of the territory – which would be subsequently translated into numerical models (cf. Chapter VII). Finally, a third workshop is aimed at presenting the modelling results to all the participants. From these results, the objective for participants is to explore the possible futures of the territory, in order to collectively identify desirable trajectories (cf. Chapter VIII).

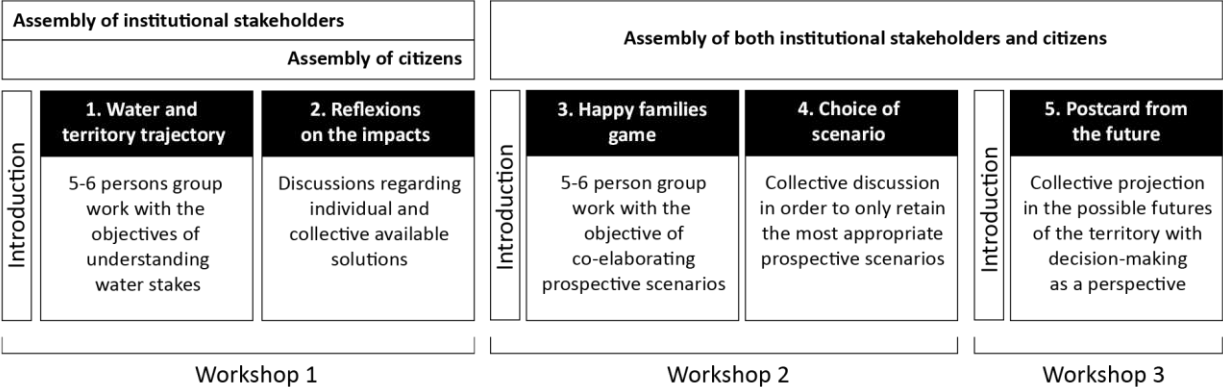


Figure V.11 Planned participatory workshops within the “Water and Territory” approach.

The implementation of this approach will be explored in the next chapters.

CHAPITRE VI

« TRAJECTOIRE EAU ET TERRITOIRE » : UN OUTIL POUR REPRÉSENTER COLLECTIVEMENT L'ÉTAT NATUREL, L'ÉTAT ALTÉRÉ ET L'ÉTAT FUTUR D'UN TERRITOIRE ET DE SES RESSOURCES EN EAU

Résumé

Dans le contexte des changements globaux, il apparaît nécessaire de développer de nouvelles méthodes permettant d'accompagner la mise en œuvre d'une gestion intégrée des ressources en eau, tout en associant l'ensemble des acteurs d'un territoire. L'enjeu est de permettre non seulement une meilleure prise en compte de la complexité des interrelations entre climat, écosystèmes, activités humaines et eau, mais également de définir les quantités d'eau disponibles afin de permettre le partage entre usages anthropiques et besoins des milieux naturels. En particulier, à travers une approche prospective de modélisation, il apparaît important de questionner la pérennité des décisions d'aujourd'hui dans le contexte futur, dans le but d'identifier des leviers d'action au niveau local. Cependant, la modélisation, et la complexité du système qu'elle traduit, peut être difficile à appréhender en dehors d'experts, ce qui souligne la nécessité de trouver des outils de partage et d'articulation des connaissances et de lien entre milieux académiques et société.

Ce chapitre présente ainsi les étapes de construction d'un jeu sérieux ayant été élaboré afin de répondre à ces enjeux : « Trajectoire Eau et Territoire ». Cet outil avait notamment pour objectif de permettre la construction d'une base commune de connaissance sur les enjeux de l'eau et des changements globaux au cours de la première étape de notre démarche « Eau et Territoire ». Il s'inspire en partie de jeux sérieux existant (Fresque du Climat, Fresque de l'Eau, Wat-a-Game...) à partir desquels il s'hybride, dans le but de représenter une partie de la complexité présentée dans les Chapitres I, II et III. Après de nombreuses évolutions, il se compose d'un jeu principal de 52 cartes séparé en deux parties. La première partie s'intéresse au territoire dans son état naturel, c'est à dire tel qu'il fonctionnerait sans aucune intervention humaines. La seconde partie vise à explorer les impacts (positifs et négatifs) des activités humaines sur ce territoire, afin de le représenter dans son état altéré actuel et futur. Sept extensions comprenant 57 cartes sont également disponibles pour aider l'animation du jeu. Elles permettent d'explorer plus en détail les conséquences de certains impacts anthropiques (changement de couverture et d'usage des sols, aménagement des cours d'eau...), de même que de discuter collectivement des potentiels leviers d'action (collectifs ou individuels) pour le territoire. Le jeu principal et ses extensions sont disponibles sur le lien suivant : https://doi.org/10.26169/hplus.le_jeu_eau_et_territoire

CHAPTER VI

***“TRAJECTORY WATER AND TERRITORY”*: A TOOL AIMED AT COLLECTIVELY REPRESENTING THE NATURAL, ALTERED AND FUTURE STATES OF A TERRITORY AND ITS WATER RESOURCES**

Abstract

Ongoing global change calls for rethinking the management of natural resources within social-ecological systems in order to adopt a more systemic and transversal approach (i.e. water, agriculture, urbanism, demography, nature management). This statement is particularly critical regarding water resources, which face increasing climatic and anthropogenic pressures. In this context, it seems necessary to develop new methods towards integrated water resource management, while associating the diversity of stakeholders from a given territory. The stake is not only to allow a better consideration of complex interactions between climate, ecosystems, human activities and water, but also to identify available water quantities in order to share it between anthropogenic uses and ecosystem's needs. In particular, through a prospective modelling approach, it seems important to question the sustainability of current decisions into future context, in order to identify levers for action at local scale. However, modelling approaches, and the inherent complexity of the system they aim to translate, can be difficult to apprehend by non-experts, which highlights the necessity to elaborate tools for the elaboration, facilitation and transmission of knowledge.

This chapter presents the historical steps of construction of a serious game developed in order to answer these stakes: “Trajectory Water and Territory”. This game aimed at providing a playful tool in order to build a common base of knowledge regarding water and global change issues during the first step of our participatory approach (“Water and Territory”). It partly originated from existing serious games (e.g. “Climate Fresk”, Wat-a-Game) from which it hybridized, in order to represent part of the complexity presented in Chapters I, II and III. After numerous evolutions, the tool is composed of a main game of 52 cards separated into two parts. The first part aims at representing a given territory in its natural state (i.e. without any human intervention). The second part aims at exploring the impacts (positive and negative) of human activities on this territory, in order to represent its current and future altered state. Seven mini-games comprising 57 cards are also provided to improve the playability of the game. They allow exploring detailed consequences of some types of human impacts (i.e. land use and cover change, hydraulic engineering), as well as collectively exploring potential levers for action. The main game and its mini-games are available (in French) at this link: https://doi.org/10.26169/hplus.le_jeu_eau_et_territoire

VI.1 Introduction

Addressing global change requires a bundle of systemic and transversal actions at local and global scales, as the human and environmental systems are fully intertwined into a very complex system (e.g. [Motesharrei et al. 2016](#); [Bretagnolle et al. 2018](#); [Gaillardet et al. 2018](#)). This is particularly the case regarding water management, as water is fully interconnected with climate, ecosystems and human activities. However, as presented in previous chapters, such approach considering all factors impacting the water cycle (i.e. integrated water resource management) is hardly implemented at local scale. For instance, some territories are experiencing important increases of their population, but nobody dears to arbitrate these settlements in light of available water resources, or the impact of ever growing urbanization on it. Developing new approaches is therefore needed to effectively implement integrated water resource management within territories and to co-construct shared adaptation tools.

In this context, we developed a serious game attempting to address part of this challenge. This game aimed at providing a playful tool in order to build a common base of knowledge regarding water and global change issues during the first step of our participatory approach “Water and Territory” (cf. Chapter V). More specifically, it aimed at answering three main objectives. First, it needed to contextualize the complexity and interrelations between land, water, climate systems, and the human impacts at local scale (i.e. territorialised). It was necessary to represent the interactions between all elements of the water cycle (ecosystems, water uses, land cover change, climate...), as a schematic (i.e. “frontier object”) of hydrological models, while also supporting the analysis of results (e.g. define accessible water quantity to share between human use and ecosystems). Contrary to approaches where stakeholders build (and appropriate) the model, this tool rather aimed (as a “sketch”) at representing the main concepts included in numerical models (designed by researchers), in order to prepare reflexion regarding future scenarios. Second, this tool needed to promote inclusivity, i.e. offer a mean for sharing knowledge and connect different stakeholders from a given territory (decision-makers, citizens, associations, managers, scientists...). Finally, it needed to support reflexive synthesis, i.e. the identification of adaptation strategies that could be discussed based on available information, in order to take decisions that are relevant with future conditions and accepted by society. This chapter aims a describing the historical construction of this serious game and its successive evolutions prior to its implementation within the “Water and Territory” approach.

VI.2 Methodology

VI.2.1 Identifying the main parameters needed to represent the complexity of the system

The identification of the main parameters has been based on all the bibliographical research carried out in Chapters I, II and III. Our goal was not only to represent the water cycle, but also to provide a broader vision about compromises between climate, resources, and nature conservation. The aim was also to allow identifying most of the drivers: those on which local communities have limited control (e.g. climate), and those on which they may have levers for actions (i.e. adaptation). To this end, the representation of the system started from classic diagrams of the water cycle, such as the one published by the USGS in 2022 (Fig. VI.1, Corson-Dosch et al. 2022). Based on the research, the main parameters have been separated into five groups: (1) water storage compartments, (2) water fluxes, (3) physical drivers, (4) biological drivers, and (5) human activities and their impacts.

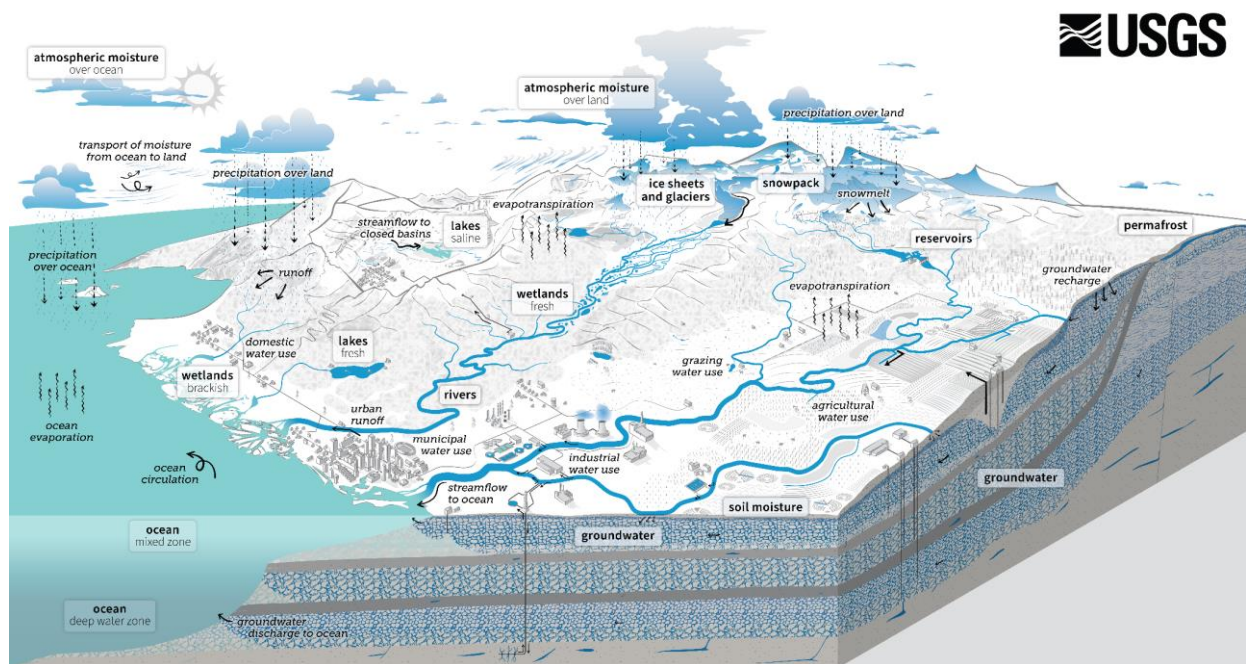


Figure VI.1 The water cycle diagram according a representation from the USGS (Corson-Dosch et al. 2022).

VI.2.1.1 Water storage compartments

Abbott et al. (2019) reported eighteen water storage compartments represented in water cycle diagrams. At first, we restrained the list down to four main compartments: (1) atmosphere; (2) surface water (including rivers, lakes, oceans, wetlands); (3) soil moisture (also called green water); and (4) groundwater. Later, these water storage compartments were finally modified to:

(1) atmosphere; (2) rivers; (3) lakes; (4) wetlands; (5) seas and oceans; (6) snowpack and glaciers; (7) soil moisture; (8) groundwater; and (9) non-renewable groundwater.

VI.2.1.2 Water fluxes

In the same way, [Abbott et al. \(2019\)](#) reported twenty-five water fluxes represented in water cycle diagrams that interconnect water storage compartments. Initially, we only selected four fluxes from this list: (1) infiltration; (2) surface runoff; (3) evapotranspiration (ET); and (4) groundwater recharge. Interestingly, while some of the diagrams reported by [Abbott et al. \(2019\)](#) included top-down water fluxes (e.g. infiltration), none of them included bottom-up fluxes such as the interconnection between groundwater and surface water (i.e. baseflow), as well as capillary rise from groundwater.

VI.2.1.3 Physical drivers

This group gathers all physical parameters at the landscape scale that affect water fluxes and storage compartments. It includes (1) landform, (2) land cover, (3) soil, and (4) geology (cf. Chapters I, II and III). Although these parameters are usually represented graphically in most water circle diagrams (i.e. through the representation of a watershed), they are almost never clearly titled. Yet, their impacts on hydrological processes are major, whether directly (i.e. through direct effect on water) or indirectly (i.e. through their effects on other parameters). Indeed, landform affects ground and air temperature, the quantity of moisture, nutrients, and other materials available, and the fluxes of water through landscapes (e.g. surface runoff, infiltration, recharge) ([Turner & Gardner 2015](#)). Land cover, whether natural (e.g. forest, grassland, dune) or anthropogenic (e.g. urban areas, agricultural lands), affects pattern of ET, infiltration and groundwater recharge at landscape scale. Depending on nutrient concentrations, water-holding capacities, and organic matter content, soils have also a strong influence on infiltration and surface runoff fluxes, as well as on the assemblage of plant species and on ET. Finally, the geology defines the architecture and properties of aquifers, and thus the groundwater fluxes and storage capacity ([Alley et al. 2002](#)).

VI.2.1.4 Biological drivers

This group gathers all biological parameters affecting the water cycle indirectly through impacts on land cover, soil and local climatic conditions, therefore altering fluxes of infiltration, surface runoff, groundwater recharge and ET. It includes (1) biodiversity, (2) natural disturbances, (3) succession, (4) biological interactions, and (4) bioclimatic conditions (cf. Chapter I). First, biodiversity affects and is affected by land cover and soil. Natural disturbances (e.g. storms, floods, fires, avalanches or volcanic eruptions) and the subsequent development of vegetation are other key contributors to water storage compartments and fluxes through landscape

patterns (Turner & Gardner 2015). Succession refers to the natural evolution of vegetation forms through time. For instance, in absence of regular disturbances, ungrazed meadows naturally evolve towards shrubby vegetation and then forests. Biological interactions (e.g. herbivory, predation, competition) act as a direct control on biodiversity, succession, and therefore on land cover. Finally, at the global scale, through the distribution of water and energy, climate influences both temperatures and moisture gradients, and is a powerful driver of biogeographic patterns. Thus, climate generally controls the distribution of biomes on Earth: the bioclimatic conditions (i.e. dominant vegetation forms).

VI.2.1.5 Human activities and their impacts

The environmental system supports human activities both as a source of inputs (e.g. material, energy) and as a sink to process and absorb outputs (e.g. pollution, waste). Under a simplified view, human activities can be separated into seven main groups: (1) production of goods and services; (2) transportation; (3) food production; (4) freshwater supply; (5) construction and urbanization; (6) energy production and consumption; and (7) nature management and conservation. These human activities are driven by many factors and generate numerous impacts on the environmental system as well as the human system itself (i.e. either directly or through feedback effects). As presented in Chapter I, population size, per capita consumption and technology are major drivers of human activities at both global and local scales. In addition, human activities are also caused by numerous and interrelated political, institutional and socio-economic drivers (e.g. cultural heritage, governance structure, policies and institutions, economic context, social attitudes).

Based on all the information presented in Chapters I and II, the impacts of human activities on the environment can be synthesized to: (1) blue water use (direct water withdrawals); (2) green water use (use of soil moisture for livestock, crop and forestry); (3) pollutions; (4) modifications of the land (i.e. land use and cover change (LUCC)); (5) biodiversity loss; and (6) climate change. Often neglected are also the ecosystem services provided by the environmental system and which support human societies (e.g. soil fertility, nutrients, air and water provision and purification, pollination, atmosphere regulation). For example, nearly all features of the hydrologic system are now impacted by human activities (Wagener et al. 2010). While climate change reduces water availability, increased consumption of water in densely populated cities and agricultural processes further affect freshwater quantity and quality, and LUCC reduces groundwater recharge (Scanlon et al. 2006). Therefore, many people may face both reduced water availability and increased flood frequency and magnitude (e.g. Di Baldassarre et al. 2009), which is also likely to result in lower agricultural yields. Although not included in the first versions of the serious game, such feedbacks to human system were included later.

VI.2.2 Building the base of the serious game

The compilation of information presented in Chapters I, II and III allowed us to schematically represent the complex interactions between environmental and human systems (Fig. VI.2). The next step was to identify which type of serious game could be used to translate this representation of the world into a playful tool.

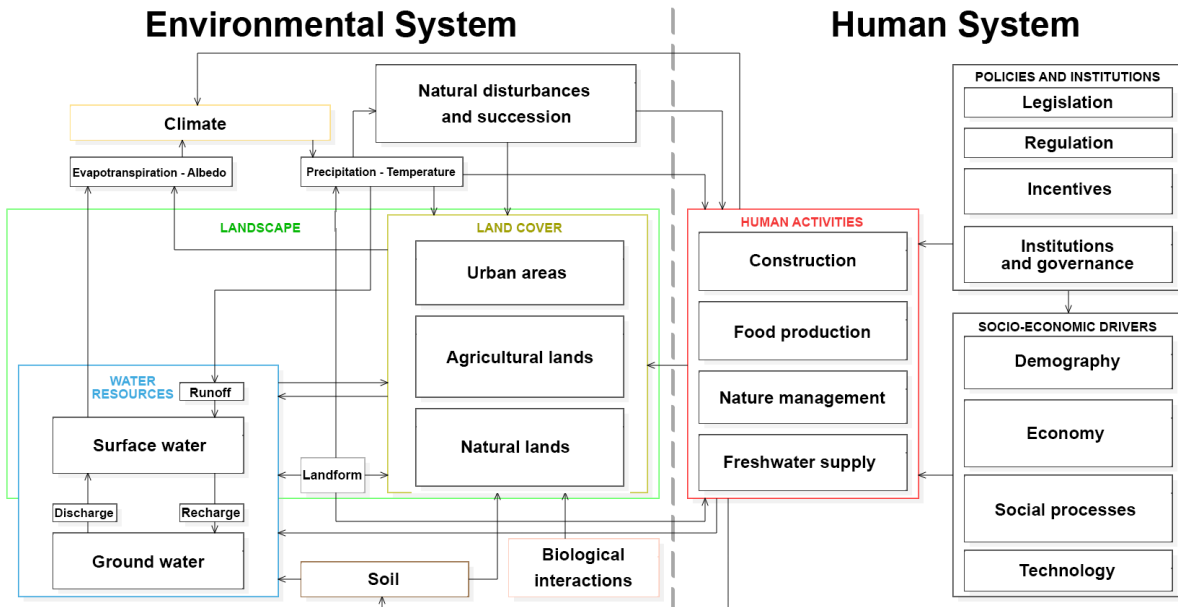


Figure VI.2 Simplified representation of interconnections between land, climate, water, and human systems.

Our tool was initially inspired by the Climate Fresk (<https://climatefresk.org/>), a collaborative serious game developed in 2015 in France and that was becoming relatively popular (as presented in Chapter V). This format would allow us to represent with cards all the parameters from our system and to connect them together using arrows. From there, the creation of our “Water Fresk” (in French: *Fresque de l'eau*) started in June 2021. However, one month after the process of creation of the game started, we realized that another “Water Fresk” (The water puzzle workshop²⁴) was also under development by hydrologists from the association “*Eau'dyssée*” located in Lyon (<https://www.eaudyssee.org/ateliers-ludiques-eau/the-water-puzzle-workshop/>). This other serious game aims at building a global vision of the water cycle using the same structure as the Climate Fresk. It uses 57 cards separated into 4 different games: (1) the natural water cycle; (2) the anthropogenic water cycle (drinking water and sanitation); (3) the impacts of humans; and (4) the impact of climate change on these cycles. They also provide three additional mini-games to better explore water uses (industrial, domestic

²⁴ Unlike the French name *Fresque*, the name “Fresk” in English is a registered trademark associated with The Climate Fresk and cannot be used. It is likely the reason why “*Eau'dyssée*” called their game “The water puzzle workshop” instead of “The Water Fresk”. In this chapter written in English the word “Fresk” is used, but in reality only the French original word *Fresque* was used.

and agricultural uses). In summer 2021, the game was in a prototype version and it started to be operational from autumn 2021.

In this context, using their tool instead of developing our own was at some point under consideration. However, after exchanging with the creators of “The water puzzle workshop” in November 2021, we decided to keep developing another tool. Indeed, we identified several matters on which their serious game was not able to answer the objectives we aimed. First, their tool aimed at representing the global water cycle, with a representation similar to classic water cycle diagrams, while our approach aimed at representing the system on a local scale, in order to highlight the specificities of each territory. Second, their tool was lacking many parameters we identified as important in our representation of the system. Especially, political, socio-economic and institutional drivers behind human activities are completely ignored (like in the Climate Fresk). It also did not focus enough on the effects of LUCC while it is a major driver of alterations. And finally, we wanted this tool to be adjustable and designed in open science, which was not the case of “The water puzzle workshop”.

Another existing collaborative serious game also inspired our work: Wat-A-Game (WAG, <https://sites.google.com/site/waghistoriy/>). This tool is even more than just a serious game: it is a methodological platform providing toolkits, guidelines and web-services for designing and using participatory simulations (i.e. role-playing games) for water management, policy design and education (as presented in Chapter V). Thus, our approach aimed at combining ideas from both the Climate Fresk and from WAG: the systemic representation of the water cycle through a “Climate Fresk-like” structure, and the adaptive possibilities along with sensitive representation of water quantities through the use of coloured bricks or marbles like in WAG. Including some ideas from WAG also offered possibilities to represent current impacts of human activities on the system and to explore its future state in a prospective approach.

VI.2.3 Testing the game

The game has been tested by various participants from January 2022 to May 2022. At first, the game was reviewed and tested by about twenty researchers specialized in Geosciences (from *Géosciences Rennes*). Later the game was tested and reviewed by about fifteen researchers specialized in other environmental sciences, social sciences and mathematics (from *LETG*, *ESO Rennes*, and *INSA Rennes*). It has also been tested by about thirty Master students (in geography, hydrology, and food-processing) from the Universities of Rennes and from the *Institut Agro Rennes*. A group of teachers and students from a school of Design (*Institut Supérieur de Design de Saint-Malo*), as well as several persons from the association “Water Family” (<https://waterfamily.org/>), also collaborated in the development of the game and helped us improving its playability and designing the cards. Finally, in May 2022 the game was used

for participatory workshops in which about thirty persons participated (managers, politicians, citizens, state services...). Therefore, so far about a hundred of persons tested the game. The diversity of backgrounds provided very useful insights that contributed to greatly improve the game and its cards. The main evolutions of the game based on the recommendations from all these tests are presented in the next section.

VI.3 Results and discussion: historical evolutions of the serious game

The construction of the game involved numerous transformation of the initial representation. In this chapter, we only present and discuss four steps representing the major changes that occurred over more than a year.

VI.3.1 First step

At the beginning, the game was based on our first representation of the system (i.e. Fig. VI.2). Looking for a “Climate Fresk-like” structure, this representation was then adapted into cards and arrows (Fig. VI.3). In this new representation, the “Climate” parameter was modified to “Atmosphere”, which was supposed to contain “Precipitations and temperatures”. Some human impacts were also added to this initial representation (e.g. pollution, biodiversity loss, climate change). The “Water Puzzle” name (in French: *Fresque de l'eau*) being already used, at this stage we decided to name the game “The Territory Puzzle” (in French: *Fresque du Territoire*), as our approach was aimed at taking place within a territorial dimension as transversal as possible (i.e. water, agriculture, urbanism, demography, nature management).

Such as in the Climate Fresk, the idea in this representation was to start the game from the card “Human activities” and their impacts (e.g. pollutions, biodiversity loss, greenhouse gas emissions, water uses). However, while in the Climate Fresk this card is linked with arrows to different activities (e.g. agriculture, transports), we preferred to create a new category of card aimed at grouping all cards from a same category: “framework cards”. Under this representation, the “Human activities” framework card gathered a number of related cards (e.g. construction, industries, or transports). This approach was also applied to other framework parameters: water resources, land cover, socio-economic drivers, and political and institutional framework.

The cards were separated into different batches (identified with colours in Fig. VI.3): (1) red - human activities; (2) green - land cover; (3) blue - water storage compartments; (4) yellow - water fluxes; (5) brown – ground parameters; (6) black – others. The objective was to position the different compartments of water, the external drivers (e.g. land cover, pedology), and finally the fluxes of water between them. All the cards needed to be linked together using one way or two ways directional arrows. At this stage, feedback effects to human societies were not clearly

mentioned, they were just represented by feedback arrows. A description was also written on the reverse side of each card. However, unlike the Climate Fresk, the description also included information about the scale of each impact (from local to global), as well as specific information regarding local context (of the Brittany region in our case).

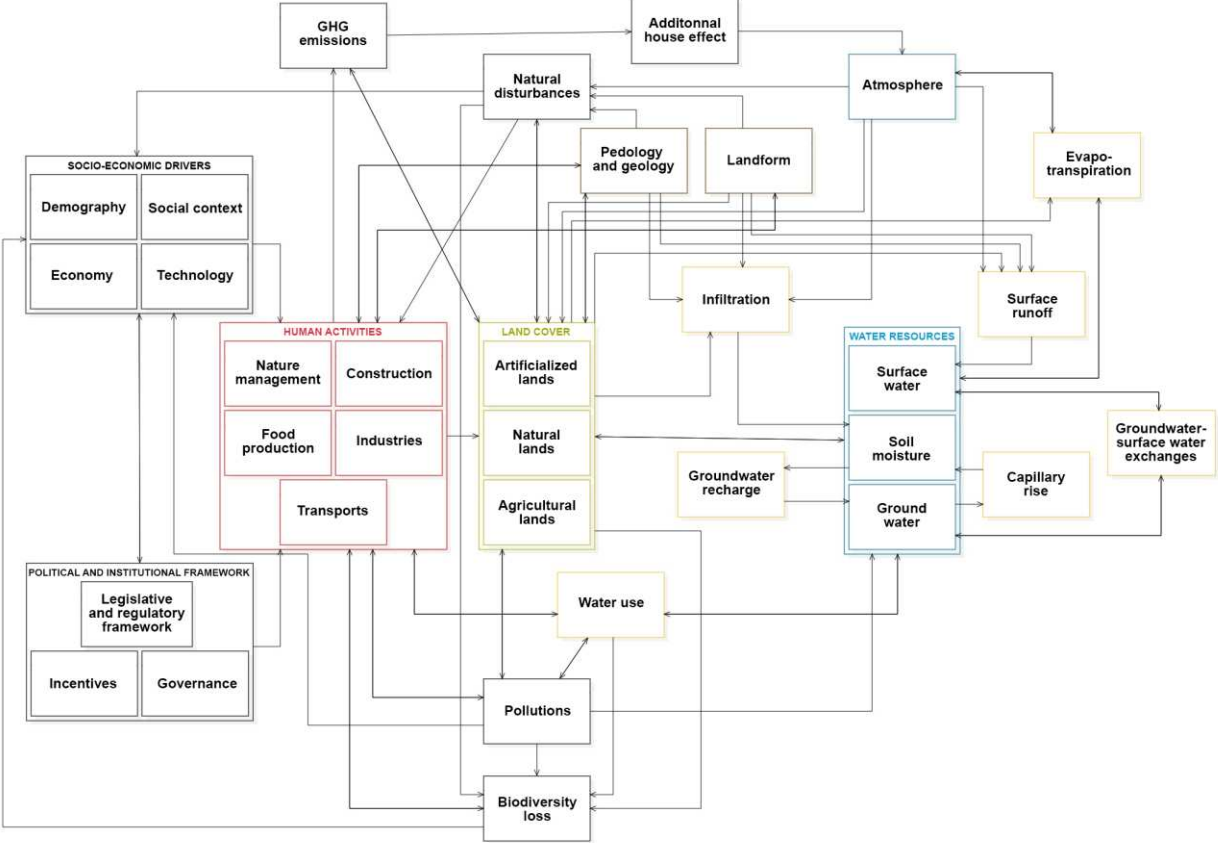


Figure VI.3 Representation of the “Territory Puzzle” in October 2021.

VI.3.2 Second step

This first version of the serious game presented several flaws identified by the first participants who tested the tool. Firstly, this representation was a real “can of worms”: multiple arrows going in every direction, often with double-arrows. Such representation made it very difficult to identify logical connections between the elements and how to connect them using cause-effect relationships. This highlighted the first limit of a “Climate Fresk-like” structure applied to our approach: in its attempt to represent a complex climate system, the Climate Fresk reduced the interconnections within the system to simple linear cause-consequence relationships (likely for pedagogic reasons). The problem is that unlike the Climate Fresk, our aim was precisely to attempt to represent the complexity of the system and all its interconnections. Secondly, the game was not able to handle the different effects of each cause (i.e. either positive or negative): for instance, urbanization increase surface runoff and decrease infiltration. In the Climate Fresk, this problem has been solved by specifying with an intermediate card the detail

of each consequence (e.g. increase in temperature, sea level rise, decrease of food production). Thirdly, the representation seemed very “continental”, with no mention of seas and oceans.

Fourthly, the representation was missing a card “Soil” to identify both the physical and biological dimensions of soils: only the physical dimension was represented through the card “Pedology and geology”. Fifthly, a “Biodiversity” card was missing, in order to be linked with the “Loss of biodiversity” card. Sixthly, considering that the bottom-up flux (i.e. ground to atmosphere) was represented by the “Evapotranspiration” card, it was also necessary to represent the top-down flux: “Precipitations”. Seventhly, the impact of biodiversity loss on human activities was not obvious, especially the feedback effect to human activities through degradation of ecosystem services. Eighthly, the reverse side of the card contained too many information: including both a description and some information regarding local specificities overloaded the cards. Although such information provided orders of magnitude to relocate the concepts on the territory, users hardly read the information. Finally, some concerns were raised regarding such construction of the game starting from human activities. Instead, it was suggested to start the game as the general presentation of the water cycle, i.e. without highlighting human activities at the centre, but by building a natural system first, and then add human activities and their consequences on this natural system. It also appeared that the name “Territory Puzzle” was not the most appropriate as our game integrated only some of the territorial stakes. In addition, this name was missing the water dimension on which the whole approach was built. For these reasons, from December 2021, the game was renamed “The Water and Territory Puzzle” (in French: *La Fresque Eau et Territoire*). All these concerns were then integrated into a reviewed version of the game (Fig. VI.4).

In this new version, the framework cards “Human activities” and “Land cover” were transformed to regular cards. The cards previously included within the framework of these two cards were instead included inside their description. Yet, the main modification brought to the game concerned its playability with, as suggested, the objective to start from a natural system instead of human activities. More specifically, the idea was to start with a new framework card “Territory” at the centre, with the objective to add the elements composing this territory afterwards. For simplification reasons, most of the arrows were removed. Instead, the idea was to organise the cards within the “Territory” framework: biophysical drivers at the top, water fluxes in the middle, and water storage compartments at the bottom. The cards “Groundwater recharge” and “Capillary rise” were also merged as “Infiltration”. “Pedology and geology” was separated to “Soil” and “Rocks” cards.

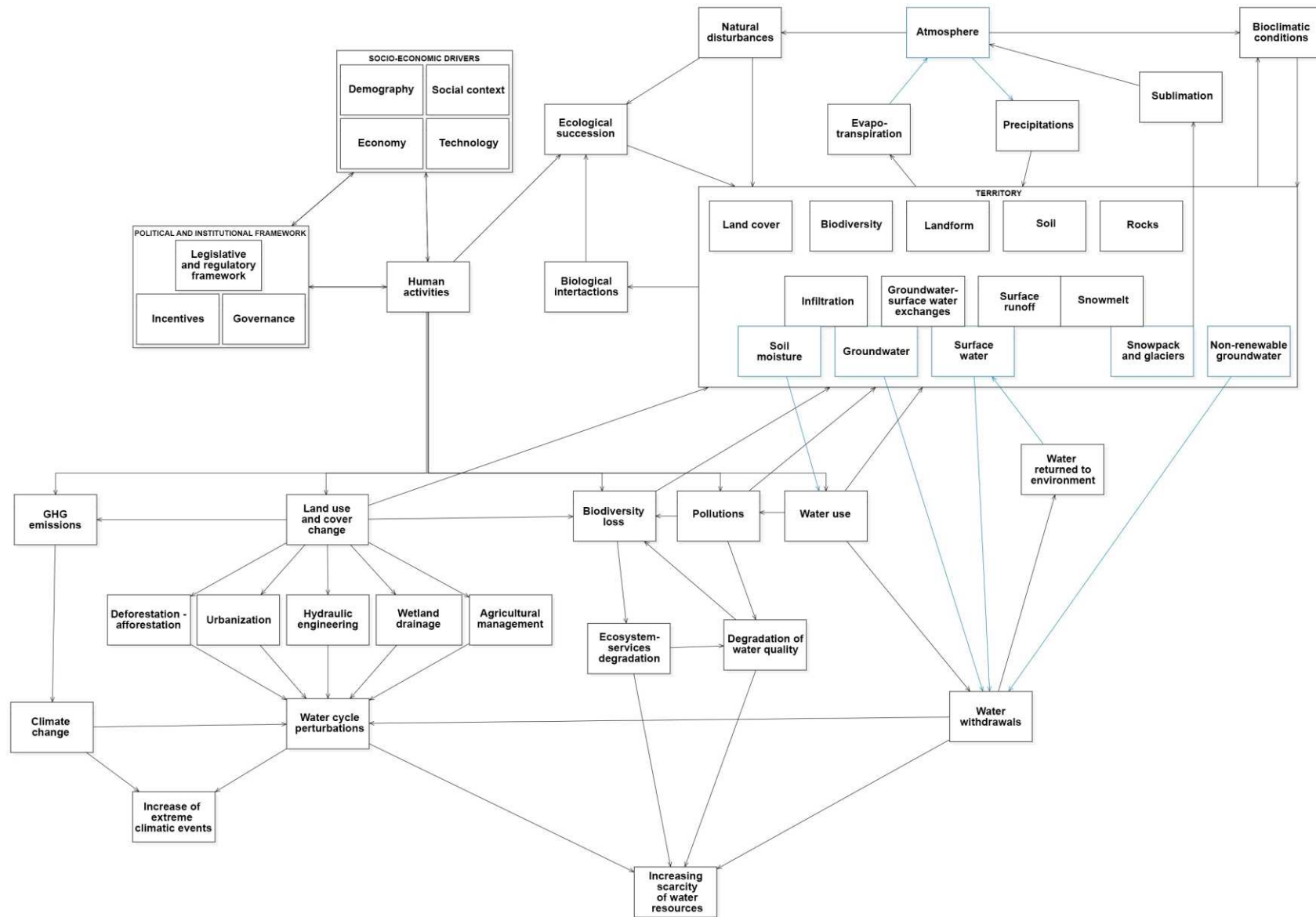


Figure VI.4 Representation of the “Water and Territory Puzzle” in January 2022.

New cards of water storage compartments and fluxes were also added: “Snowpack and glaciers”, “Non-renewable groundwater”, “Sublimation”, and “Snowmelt”. While being useless in the context of the Brittany region, the aim was to be able to transpose the game in other territories in the future. Some biological drivers were also added to this new version: “Biological interactions”, “Ecological succession”, and “Bioclimatic conditions”. The description on the reverse side of the cards was also significantly reduced to only keep essential information. In particular, all the information regarding the local context was removed, which also offered the possibility to more easily transpose the game to other local contexts. Instead, the information regarding Brittany was compiled within an information booklet that would be available on the side of the game during participatory workshops.

After building the natural system, the objective of this new playability was to explore the impacts of human activities on it. To this end, this part of the game aimed at being more linear, such as the Climate Fresk, with new cause-consequence relationships among the cards. First, the impacts of human activities were divided into (1) greenhouse gas emissions, (2) LUCC, (3) biodiversity loss, (4) pollutions, and (5) water uses. Several consequence cards were then created to link each impact of human activities to the natural system. Especially, the objective was also to allow exploring the effects of different types of LUCC. The aim was to illustrate that the water cycle was already disturbed before the effects of climate change. Under this view, climate change acts as a risk multiplier. In the end, this version of the game was divided into seven batches: (1) water storage compartments; (2) physical drivers; (3) water fluxes; (4) biological drivers; (5) human activities and their impacts; (6) LUCC and their consequences; (7) major consequences.

VI.3.3 Third step

This second version of the game also presented some flaws. Firstly, most participants struggled to link human impacts with their consequences on the natural system. This was particularly the case for LUCC: although we experienced different variants, using either just land covers (e.g. forest, urban areas) or LUCC (e.g. deforestation, urbanization), participants always struggled to connect them with “Water cycle perturbations”. The anthropogenic system was usually built on the other side of the table, and therefore relatively disconnected from the natural system. In addition, once the card “Climate change” was used, it focused all the attention and lowered the role of all the other cards of human impacts, as if all the consequences from human activities were limited to climate change. In contrast, no difficulties were observed for the natural system, the cards were always organised according to their vertical distribution in the real world: from atmosphere at the top, to rocks and groundwater at the bottom. Several methods of card distribution were also tested: (1) batch by batch, or (2)

randomly distributed. In the end, we preferred the approach batch by batch as it allowed a better mental organisation and was more time-efficient.

Secondly, in general most of the participants did not draw any arrows. They simply arranged the cards on the system based on their understanding and made the connections mentally. From this observation, we decided that arrows overloaded the game without bringing much value as for the Climate Fresk. Most participants understood that all cards were connected to each other and that the game was rather aimed at visualising all the elements of the system and their organisation. Thirdly, the framework cards were often a source of confusion for the participants. We therefore decided to completely remove all framework cards from the game. Fourthly, it appeared necessary to provide clear instructions to participants at each part of the game, in order to manage efficiently the time available. Without such instructions, most of the workshop was used to construct the game, while less time remained for the second part where potential adaptation strategies are questioned, which seemed to be a major interest for participants. At this point, some timing was included: we decided to impose that both the natural cycle and the impacts of human activities should be limited to 30-40 minutes each (around 1.5 hours in total), and reserve more time to the second part of the game. This observation also highlighted the need for the host to be less passive and more involved with the other participants, in order to stimulate game dynamics.

Fifthly, the batches related to socioeconomic, political, and institutional drivers were almost never used. Since they are all connected to human activities, the participants did not feel the need to position them on the table. These cards were therefore removed and included as an additional mini-game that could be used during the second phase of the workshop, in order to discuss the cause of human activities and collectively identify levers for action. In a similar way, several cards of LUCC reflected different information and needed to be separated. On the other hand, this required an important number of new cards, while participants already struggled to connect existing cards. Instead, we decided to only include in the main game the card "Land use and cover change". Details about different LUCC were included as another additional mini-game. Participants also recommended adding cards representing feedbacks to human societies. Finally, one of the main limitations we identify in "Climate Fresk-like" games is that they allow a good understanding of the system, but most of the time (depending on the host), the identification of adaptation strategies at local scale (i.e. the most important part) is not properly processed within a reasonable amount of time. To this end, about fifteen cards "Solutions" were included into a third additional mini-game.

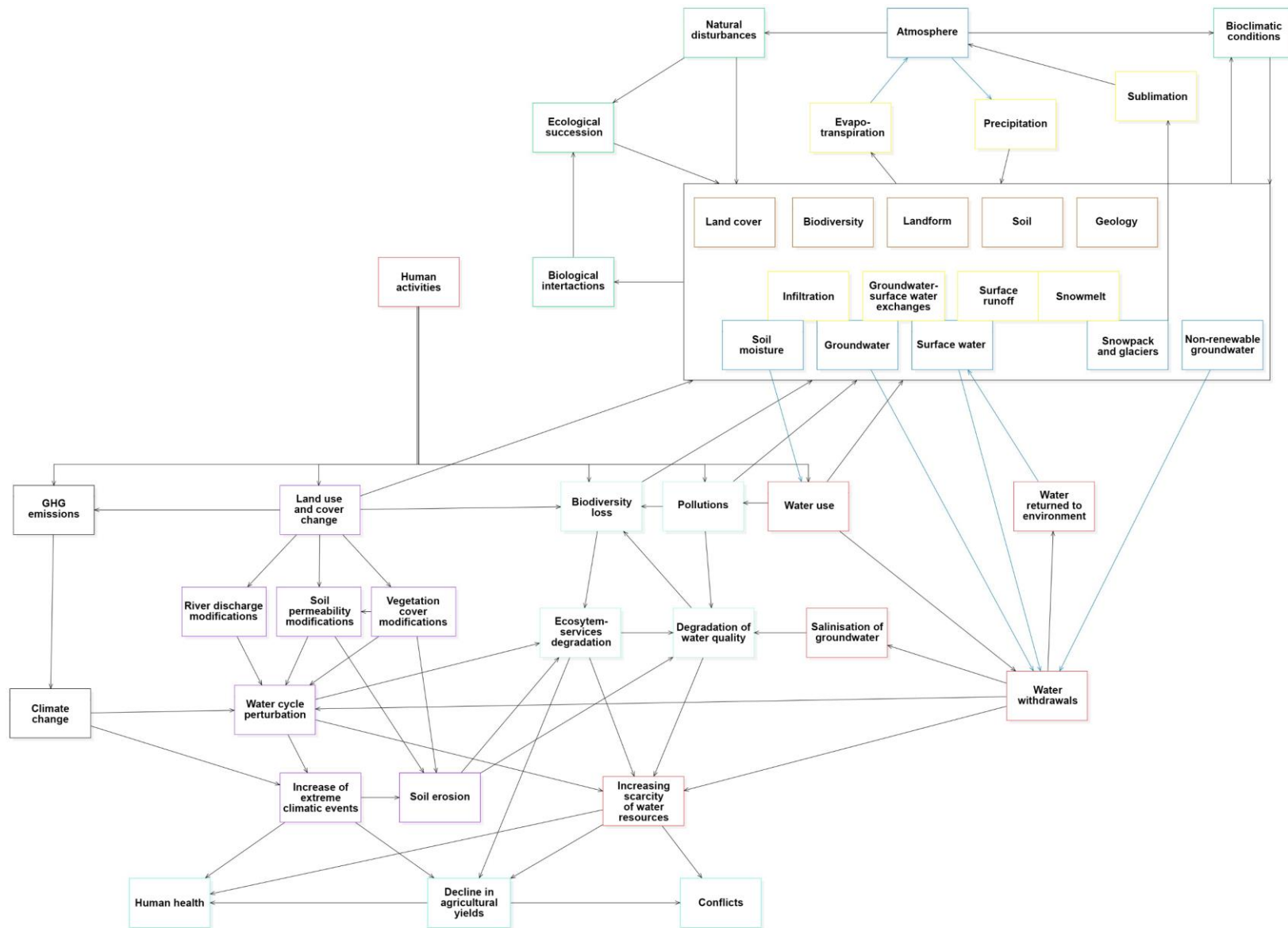


Figure VI.5 Representation of the “Water and Territory Puzzle” in February 2022.

All these concerns were integrated into a reviewed version of the game. Some physical consequences of LUCC were added: “River discharge modification”, “Soil permeability modification”, “Soil erosion” and “Vegetation cover modification”. A card “Salinisation of coastal groundwater” was also added, in order to represent the potential consequences of groundwater withdrawals into coastal aquifers (optional depending on each territory). Some cards related to social consequences were also added, based on what was included in the Climate Fresk: “Human health”, “Decline in agricultural yields”, and “Conflicts”. In the end, this version of the game was divided into eight batches (identified with different colours in Fig. VI.5): (1) dark blue - water storage compartments; (2) brown - physical drivers; (3) yellow - water fluxes; (4) green - biological drivers; (5) red - the “Human activities” card, plus the water uses and their consequences; (6) purple - LUCC and their consequences; (7) light blue – other impacts and consequences on human societies; (8) black – climate change. Such organization aimed at bringing climate change only at the end of the game, hopefully allowing participants to not connect all the problems only with it.

This new version also included three additional mini-games: (1) social factors (at the base of human activities); (2) LUCC; and (3) Solutions. These games were meant to be used during the second phase of the workshop, with the objective to discuss the causes and consequences of human activities, and identify some levers for action. To this purpose, the aim of the mini-games was only to initiate the discussions. The three mini-games were arranged on the table, and the participants were asked to draw one card from each. Participants were then asked to describe their thoughts regarding the combination of the three cards, in order to stimulate discussions.

VI.3.4 Final step

In May 2022, the serious game was used for participatory workshops involving about thirty stakeholders from a territory located in southern Brittany (*Lorient Agglomération*) and which led to further improvements. Firstly, it appeared that there were too many cards, with some repetitions among cards themselves. In addition, the card “Human activities” seemed useless as, in the end, all the cards from the second part referred to human activities and their consequences. For this reason, we decided to remove this card. Secondly, despite another organization, climate change was still regularly put forward as the single driver of water cycle alteration. Thirdly, many participants recommended the use of a background representing the territory (e.g. water cycle diagram) in order to better represent and organize the system and its elements (e.g. rivers, landform, lakes, atmosphere). Considering that this observation was also reported from previous tests, we decided to include such background for future workshops. This could also provide a representation of the system specific to each territory.

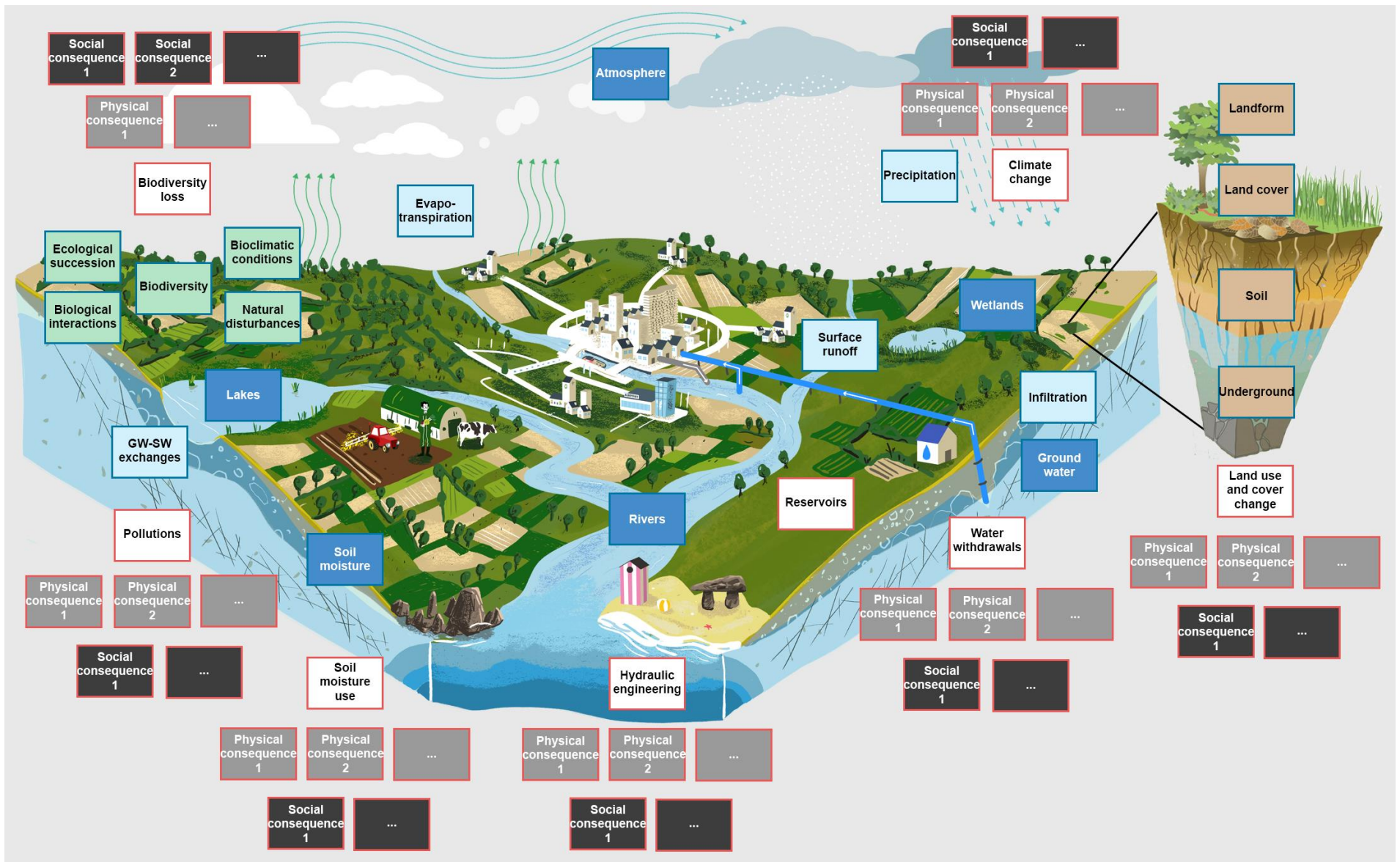


Figure VI.6 Representation of the “Trajectory Water and Territory” game in a context of Brittany, October 2022 (Background: Loic Gosset).

Fourthly, most of the time the descriptions on the reverse side of the cards were not read by the participants, the most important information was the title and its illustration. Fifthly, numerous participants also suggested that human impacts and their consequences should be positioned directly on the natural system, rather than side by side. Indeed, the separation of both parts made more complex the visualization of the impact of human activities. Instead, participants suggested organizing the game with human impacts positioned directly on the corresponding zone of the natural system, and their consequences expanding circularly towards the outside: first through impacts on the natural system, and then through impacts on human societies. Sixthly, participants also suggested representing visually water quantities in the natural system (using other cards or tokens) in order to be more representative. Finally, the first phase of the workshop (i.e. construction of the game) seemed relatively “boring” (a repetition of concepts that were already known) to most participants: many had the impression of learning nothing. On the other hand, all participants really enjoyed the second phase of the workshop and its rich discussions about adaptation strategies. Following on from all these observations, the game experienced multiple modifications (e.g. Fig. VI.6).

First, we included a background for the game: a representation of typical landscape elements inside a watershed of Brittany that had been ordered by our laboratory to a local designer. Second, the cards themselves experienced several modifications. “Surface water” was separated into “Rivers”, “Lakes”, “Wetlands”, “Seas and oceans”. We removed the card “Sublimation”, considering that this process was relatively complex to understand, while being relatively marginal within the water cycle in most territories. The biggest changes in cards concerned the human impacts and their consequences. “Water uses” and “Water returned to environment” were removed from the main game. At the same time, three new human impacts were added to the list: “Reservoirs”, “Soil moisture appropriation”, and “Hydraulic engineering”. Numerous consequences of these human impacts were also added. Existing additional mini-games were also modified, while new ones were created.

In the end, the whole playability also evolved. Currently, the main game comprises 52 cards and is separated into two parts: (1) the territory at the natural state; and (2) the human impacts and their consequences. In the first part, participants must position on the background different water storage compartments (batch 1 – dark blue) and connect them with water fluxes (batch 2 – light blue). Then, they must position different physical (batch 3 – brown) and biological (batch 4 – green) parameters affecting the system. This step can also be performed by the host in order to save time and avoid the “boring part”, and only explain to participants the specificities of their territory regarding water resources. In any case, prior to the workshop, the host needs to select the cards adapted to the specificities of the territory. The aim of this new playability was also to visually represent water quantities within the system. To do so, water quantities are

represented by small blue cubes, allowing participants to explore how water inputs from precipitations transition between the different water storage compartments throughout the watershed.

In the second part, participants can position on the natural system one or several human impacts (batch 5 – white), and then explore their physical consequences (batch 6 – grey) on the natural system, and the resulting social consequences (batch 7 – black) on human societies. The aim is to represent the system in its current altered state. To do so, all human impacts, except “Climate change”, are distributed to the participants so they can decide which impact(s) they want to explore. Then, each impact is positioned over the natural system (e.g. “Biodiversity loss” over “Biodiversity”). For each impact, water quantities are moved on the board using blue cubes (e.g. urbanization reduces infiltration and increase surface runoff). Afterwards, all “Physical consequences” are distributed to the participants, so they can collectively select the ones they associate with the human impact. These cards are positioned next to the impact card. The “Social consequences” cards are distributed the same way. Depending on the time available, it is possible to explore several human impacts and to cumulate their consequences, both in terms of water quantities (blue cubes) and cards. Therefore, each consequence card can be associated with several human impacts. At the end, the “Climate change” card can be used if the participants want to explore this impact. The aim is to represent the future state of the system and to illustrate that climate change represent only an additive pressure on an already altered system.

Seven additional mini-games comprising 57 cards are also available to improve the game: (1) Land use and cover; (2) Hydraulic engineering; (3) Urban cycle and water uses; (4) Causal factors; (5) Technical solutions; (6) Nature-based solutions; and (7) Social solutions. The first, second, and third mini-games can be used during the part two of the main game, in order to (1) detail the impacts of certain types of LUCC as well as hydraulic engineering, and (2) explore the urban water cycle (e.g. water potabilization, waste-water treatment) and water uses linked to water withdrawals. The other mini-games are meant to be used during the second phase of the workshop, once the main game is over, in order to collectively explore potential levers for action. The “Causal factors” mini-game provides some elements regarding major drivers of human activities. In addition, the “Solution” mini-games aim at providing different technical, nature-based and social solutions that can be implemented at local scale. The impacts of these solutions are visually represented on the game by movements of water quantities between the different compartments, and it is possible to cumulate solutions. The objective here is to address a limitation from games like “Climate Fresk”, in which participants may understand the problem but do not know what to do at their level, and especially the order of magnitude of

activities on this territory, in order to represent its current and future altered state. Seven mini-games comprising 57 cards are also provided to improve the playability of the game. They allow exploring detailed consequences of some types of human impacts (i.e. land use and cover change, hydraulic engineering), as well as collectively exploring potential levers for action.

Interestingly, most of the participants who tested the game had the feeling that they did not learn much. Thus, the scientific information provided by the cards was not the main contribution. On the other hand, they provided a space for discussion in which all participants learned something from each other. In this context, the game itself may not necessarily be a vector of knowledge. However, it provides a reason to gather people that otherwise do not work together, therefore allowing them to discuss and share their experience and views regarding global change, and in the end, learning from each other. This tool was subsequently used within the “Water and Territory” approach developed in this research – comprising a total of three participatory workshops – as detailed in the next chapters.

CHAPITRE VII

MODÉLISATION DE SCÉNARIOS PROSPECTIFS CO-CONSTRUITS PARTICIPATIVEMENT POUR UNE PRISE EN COMPTE LOCALE DES CHANGEMENTS GLOBAUX

Résumé

Ce chapitre vise à présenter une étape de la mise en œuvre de la démarche « Eau et Territoire » appliquée au territoire de Lorient Agglomération. Il s'agit d'explorer les futurs possibles de ce territoire durant les cinquante prochaines années en termes de climat, de couverture des sols et de disponibilité en eau, en couplant ateliers participatifs et simulations numériques. Il était notamment crucial de pouvoir caractériser les risques d'évènement hydro-climatique extrêmes à venir, et en particulier les sécheresses, du fait de leurs impacts croissants sur les activités humaines et les écosystèmes. De plus, il était nécessaire que ces réflexions concernant l'avenir du territoire soient pensées de manière inclusive avec l'ensemble des acteurs le composant, afin de pouvoir identifier collectivement des leviers d'action possibles à l'échelle locale. Pour cela, l'approche visait à co-construire participativement des scénarios prospectifs, pour ensuite les traduire en paramètres quantitatifs pouvant être intégrés dans une approche de modélisation couplant changements spatialisés d'occupation des sols (modèle FORESIGHT) et hydrologie (modèle CWatM) avec des projections climatiques.

Les ateliers participatifs ont permis de produire un total de onze scénarios prospectifs différents, dont les trois plus contrastés ont été modélisés et sont présentés dans ce chapitre. Le modèle hydrologique utilisé a montré de relativement bonnes capacités prédictives du fonctionnement actuel du système (débits des rivières et niveau des eaux souterraines). L'évolution de l'humidité du sol était également explorée, bien qu'il n'ait pas été possible de valider les simulations du fait de l'absence de données historiques in-situ. Les projections climatiques concordent sur une augmentation des températures et une diminution des précipitations estivales, ce qui s'est traduit par une altération importante des cycles saisonniers, augmentant significativement le risque de sécheresses à tous les niveaux (bien que de nombreuses incertitudes demeurent). Cela illustre que l'avenir hydrique de ce territoire dépend, en partie, de facteurs climatiques sur lesquels les populations locales ont peu de control, dans la mesure où il est difficile d'infléchir l'évolution du climat global uniquement à l'échelle d'un territoire.

En revanche, les modélisations ont également montré des différences significatives entre les différents scénarios de gestion, traduisant ainsi de possibles capacités d'adaptation du territoire afin d'atténuer les sécheresses. A ce niveau, deux leviers d'action majeurs ont pu être identifiés. Tout d'abord, adapter les prélèvements d'eau afin d'éviter les pénuries et limiter l'impact sur les écosystèmes. Cela concerne des restrictions sur les consommations (pouvant potentiellement être couplé au développement de solutions techniques), mais questionne également sérieusement la capacité d'accueil des territoires en termes de population. Enfin, l'aménagement du territoire est un autre levier majeur d'adaptation, et en particulier à travers la limitation de l'artificialisation des sols et l'évolution des pratiques agricoles.

CHAPTER VII

MODELLING PARTICIPATORY-BUILT PROSPECTIVE SCENARIOS FOR GLOBAL CHANGE ADAPTATIONS AT LOCAL SCALE

Abstract

This chapter aims at presenting one step of the implementation of the “Water and Territory” approach, applied to the territory of *Lorient Agglomération*. More precisely, the aim was to explore the future of this local territory during the next fifty years in terms of climate, land cover and water availability, coupling participatory workshops and computation simulations. It was crucial to be able to characterize future risks of extreme hydro-climatic events (droughts in particular), due to their increasing impacts on human activities and ecosystems. Moreover, it was necessary to carry reflexions regarding the future of this territory in an inclusive way, with the diversity of stakeholders living in it, in order to collectively identify possible levers for action at local scale. To do so, this study aimed at participatory-building prospective scenarios, in order to translate them into quantitative parameters that could be integrated into a modelling approach coupling spatialized land cover change (using FORESIGHT) and hydrology (using CWatM) with climatic projections.

Participatory workshops allowed producing a total of eleven different prospective scenarios, among which the three most contrasted were modelled and are presented in this chapter. The hydrological model we used showed relatively good predictive capabilities regarding current functioning of the system (streamflow and groundwater level). The evolution of soil moisture was also assessed, although it has not been possible to validate simulations due to the absence of historical in-situ data. Climatic projections were consistent with an increase in temperatures and a decrease of summer precipitations, which translated into important alterations of seasonal cycles, increasing significantly the risk of droughts at every level (although some uncertainties remain). This highlights that the hydrologic future of this territory depends upon climatic factors on which local populations have little control, since it is not possible to change the evolution of global climate only at the scale of one territory.

On the other hand, the models also exhibited significant differences among the different management scenarios, therefore highlighting adaptation possibilities for the territory in order to mitigate droughts. To this end, two major levers for action have been identified. First, water withdrawals must be adapted in order to limit the impacts on ecosystems. This calls for restrictions on water uses (potentially along with technical solutions), but also seriously questions the carrying capacity on the territory in terms of population. Finally, land planning is another major lever for adaptation, particularly through a limitation of urbanization (and consecutive soil-sealing) and the evolution of agricultural practices.

VII.1 Introduction

Although biophysical and climatic phenomenon have for a long time been the main drivers of transformations on the Earth surface, nowadays most alterations are directly or indirectly caused by human activities (Steffen et al. 2005), a process known as global change (cf. Chapters I and II). Among these pressures, climate change adds new and unprecedented challenges to decision-making processes from local to global scale. Nevertheless, there are still uncertainties in how it manifests at local and regional scales, and how decadal-to-seasonal temperature variations and extremes will affect natural ecosystems and human societies. In France for instance, if most climate models predict an increase in temperature, there is a strong variability regarding future precipitations, especially regarding extremes, as well as across geographical regions (Colmet-Daage et al. 2018). On the other hand, the seasonality of precipitation already started to change: more precipitations during winter through intense events, and less precipitation during summer. This translates into a decreasing access to water for human and ecosystems in most critical moments. This disparity, coupled with other impacts of global change (e.g. water withdrawals, land use and cover change, LUC), is likely to accentuate the frequency of extreme hydrological events (floods, droughts) (Lehner et al. 2006). For all these reasons, among others, the water crisis is probably one of the most urgent challenges of global change.

A critical challenge is to characterise future risks of drought, which can be measured through four basic approaches (Wilhite & Glantz 1985): meteorological, agricultural, hydrological, and socioeconomic. In the context of this study, we only focused on the first three approaches, which deal with drought as a physical phenomenon. Under this view, meteorological drought refers to deficiencies in precipitations, while agricultural drought refers to soil moisture deficit, and hydrological drought refers to shortfalls in surface or subsurface water (e.g. streamflow, lakes, groundwater (GW)). The last approach rather deals with drought in terms of supply and demand, tracking the effects of water shortfall as it ripples through socioeconomic systems. Although all droughts originate with a deficiency of precipitations, hydrological droughts are usually out of phase with meteorological and agricultural droughts: a precipitation deficiency may result in a rapid depletion of soil moisture, but it takes longer for this deficiency to show up in components of the hydrological system.

Nowadays, in the face of tremendous uncertainties, it is crucial for planning actions to be based upon adequate knowledge and tools (Milly et al. 2009), whereby anticipating future conditions may allow curbing the direction of future events (Polasky et al. 2011). To this end, the past decades have seen increasing development of methodological tools, among which “scenarios”, coupled with computation simulations, have proven very useful for exploring implications of

changes and identifying levers for actions (e.g. Houet 2006). But while the long-term significance of such method rests in its ability to inform landowners and policy-makers about ecological and social effects of management, there is also an increasing demand from civil society for participatory approaches.

In this context, this chapter aims at exploring the future of a local territory during the next fifty years in terms of climate, land cover and water availability, coupling participatory workshops and computation simulations. As discussed in Chapter V, our approach was at the interface between existing methods developed in order to support participatory decision-making processes regarding sustainable management of natural resources (e.g. Companion Modelling, Geoprospective). To this end, the approach aimed at (1) participatory-building prospective scenarios, and (2) translating these qualitative scenarios into quantitative parameters that feed computation simulations integrating climate forcing with spatialized land cover change and coupled hydrological modelling. In the end, the objective was to identify potential levers for action allowing mitigating the impacts of climate change at local scale.

VII.2 Materials and methods

VII.2.1 Study site: intersecting administrative and watershed scales

At the administrative scale, the study was conducted in *Lorient Agglomération* (LA), an agglomeration community (i.e. *Communauté d'agglomération* in French, covering 25 cities) located in the southern part of the Brittany region, in North-West France (Fig. VII.1). But studying water resources also required taking into account the hydrological scale, which meant extending the study area to the whole hydrological system (i.e. zone upstream LA), including the Scorff and Blavet watersheds, whose outlets are located in the harbour of Lorient (Fig. VII.1). In addition, water supply in LA is currently provided around 90% from surface water, pumped into the Scorff and Blavet rivers (Table VII.1), which further supported the need to extend the study area to this scale. This reliance on surface water is related to the crystalline geological context of the Armorican Massif, which favours neither access to water nor storage into aquifers over long time periods. Though, as illustrated by the few GW withdrawals reported in Table VII.1, access to high-yielding GW resources is possible but requires specific knowledge on the subsurface architecture (Roques et al. 2016). To this purpose, LA hosts a hydrological observatory (located in the municipalities of Guidel and Ploemeur) monitored since 1996 by the University of Rennes and which allowed providing knowledge regarding aquifer architecture, GW flow, transport and reactivity (<https://hplus.ore.fr/ploemeur>). In the end, the studied territory of LA and the Scorff and Blavet watersheds (LASB) covers an area of about 2800 km² (i.e. about 120 municipalities).

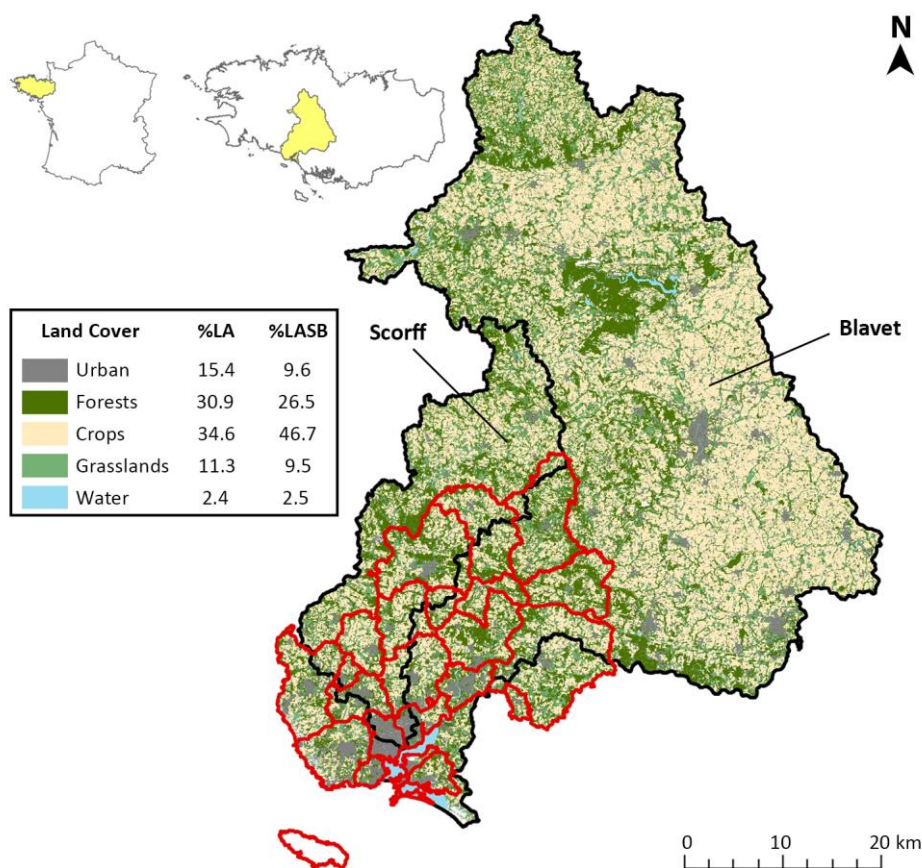


Figure VII.1 Location of LA (red) and the Scorff and Blavet watersheds. Main land cover types are based on data from the *Conservatoire botanique national de Brest* (CBNB 2020). Land cover proportions are given for both the area of LA (~740 km²) and the area of LA and the Scorff and Blavet watersheds (LASB, ~2800 km²). “Urban” includes all artificialized areas (e.g. buildings, roads, parks, gardens). “Forests” corresponds to areas covered by trees (all forest types and hedges vegetation). Areas left in white correspond to other marginal land cover types (e.g. dunes, wetlands, undergrowth).

Table VII.1 Water withdrawals for domestic demand in LA between 2016 and 2020. SW: surface water. GW: groundwater.

Location	Source	2016 (m ³)	2017 (m ³)	2018 (m ³)	2019 (m ³)	2020 (m ³)	(%)
Pont-Scorff	SW (Scorff)	4 298 129	4 195 166	4 255 545	5 501 361	5 927 873	35
Hennebont	SW (Blavet)	8 448 716	8 542 625	8 272 846	6 332 244	6 105 660	55
Ploemeur	GW	859 852	695 857	802 939	829 605	909 793	6
Riantec	GW	129 684	144 683	143 985	141 993	154 044	1
Languidic	GW	221 658	169 951	210 889	241 573	247 277	1.5
Plouay	GW	87 816	89 017	90 839	110 977	131 895	0.7
Bubry	GW	98 269	100 254	104 241	101 920	131 552	0.8
Total		14 144 124	13 937 553	13 881 284	13 259 673	13 608 094	

Data were extracted from the French Water Withdrawals National Bank (BNPE - <https://bnpe.eaufrance.fr/>).

VII.2.2 Participatory workshops and the co-construction of scenarios

Prospective scenarios were co-constructed by local stakeholders during participatory workshops. Our approach aimed at gathering people usually involved in decision-making processes (e.g. politics, administrative staffs) and local citizens (usually not involved in such processes). The general idea was to provide a space for discussion and debate in order to explore scenarios about the future of the territory they all live in. Approximately 30 persons attended these workshops, including elected representatives of LA, watershed managers, administrative staffs from LA, members of local associations, farmers, and citizens from LA.

A first participatory workshop was held in order to allow the attendees to meet and build a common base of knowledge regarding the water cycle and all the aspects of human activities impacting it (e.g. urbanization, agriculture, water uses, ecosystem management...). Attendees were mixed into groups of four to five persons, with the objective to maximise the diversity of backgrounds. For this workshop, we used the serious game presented in Chapter VI. As the water cycle was relatively understood by most people, this tool was used both as a support to stimulate exchanges, opening a space for dialogue between people from different backgrounds, and also as a representation of the model with which the scenarios will be incorporated. In addition, discussing about water also allowed discussing about topics such as food production, transportation, population growth, lifestyles, tourism, or metropolis-rural areas relationships, which initiated reflexions for the scenario workshop.

A second workshop was then held in order to allow the different groups to debate about the future of the territory and co-construct scenarios at a fifty years' time horizon (i.e. 2070). Only few instructions were given in order to let the attendees free to provide a diversity of future. The scenarios were built from the combination of four driving variables, based on the inputs required for the simulations: urban growth, agriculture (crop vs. grassland cover), forest, and population. In order to construct each scenario, the attendees were provided "Happy Families-like" cards, each family corresponding to one of the four driving variable. Inside each family, the cards proposed different hypotheses of future evolutions, summarized in Table VII.2. The hypotheses were proposed to support the translation of the different narratives (i.e. the context and circumstances) explored by the groups of attendees into quantitative information. Final scenarios corresponded to the combination of four hypotheses (i.e. one from each family), coupled with a narrative describing the scenario. Because most attendees were residents of LA, the scenarios were constructed at this scale and were translated later at the larger scale of LASB.

Table VII.2 List of the different hypotheses (i.e. possible futures) proposed for the four driving variables. Values in bold represent the current situation in LA (slightly different at the scale of LASB).

Hypothesis	Urban	Population	Forest	Agriculture
1	Net zero 2025 (- 50 % 2023, - 75 % 2024)	- 1 % per year	- 1 % per year	90 % C – 10 % GL
2	Net zero 2030 (- 50 % 2025, - 75 % 2028)	- 0.5 % per year	- 0.5 % per year	80 % C – 20 % GL
3	Net zero 2040 (- 50 % 2028, - 75 % 2035)	+ 0.2 % per year	- 0.2 % per year	70 % C – 30 % GL
4	Net zero 2050 (- 50 % 2030, - 75 % 2040)	+ 0.4 % per year	+ 0.2 % per year	60 % C – 40 % GL
5	Net zero 2060 (- 50 % 2040, - 75 % 2050)	+ 0.6 % per year	+ 0.4 % per year	50 % C – 50 % GL
6	Net zero 2070 (- 50 % 2050, - 75 % 2060)	+ 1 % per year	+ 0.6 % per year	40 % C – 60 % GL
7	2009-2019 trend (+ 0.4 % per year)	+ 1.5 % per year	+ 1 % per year	30 % C – 70 % GL
8	1999-2009 trend (+ 0.8 % per year)	-	+ 1.5 % per year	-

C: Crops ; GL: Grasslands

VII.2.3 Land cover change simulations: FORESIGHT

Future land cover changes (urban, forest, crop, grassland) were simulated using FORESIGHT (Houet et al. 2016), a model developed by the laboratory UMR 5602 GEODE CNRS-UT2J (Toulouse, France) based on the existing SLEUTH model (Clarke et al 1997, Clarke & Gaydos 1998). This cellular automaton model is dedicated to long-term urban planning studies based on predefined qualitative scenarios, operating at spatial resolutions ranging 50-200m on yearly time steps. The name SLEUTH was derived from the simple input requirements of the models: Slope, Land cover, Exclusion, Urbanization, Transportation, and Hillshade. Unlike SLEUTH, FORESIGHT is not path-dependent and incorporates an additional spatial parameter that highlights the land's attractiveness. The attractiveness map (optional in the model) is calculated based on multiple user-defined inputs. In our study, it represented the attractiveness of (1) the coast, (2) urban centres (Lorient-Lannester, Pontivy), and (3) areas close to transport infrastructures.

The model inputs are summarized in Fig. VII.2. All input (and therefore output) maps feature a spatial resolution of 64 meters. This spatial resolution was chosen because the model encountered difficulties when generating the attractiveness map at finer resolutions. The initial maps (urban, forest, grasslands, crops) were derived from *Conservatoire botanique national de Brest* data (CBNB 2020). Slope and hillshade maps were derived from DEM data at 25m resolution (<https://geoservices.ign.fr/bdalti>). Transportation map was derived from Open Street

Map data (<http://download.geofabrik.de/>). Finally, the attractiveness map required the use of land cover inputs from Corine Land Cover database (<https://www.statistiques.developpement-durable.gouv.fr/corine-land-cover-0>). The values of the parameters used to generate the attractiveness map were left by default (e.g. Urban areas: 1 – Agricultural areas: 5 – Forest: 30 – Water: -1). This was also the case for the scenario parameters used for the simulation (Slope coefficient: 30 % – Critical slope: 20 % – Road gravity length: 5 pixels). Only the surface to urbanize, time period and urban pattern parameters varied, depending on the different scenarios (see Appendix A for more details).

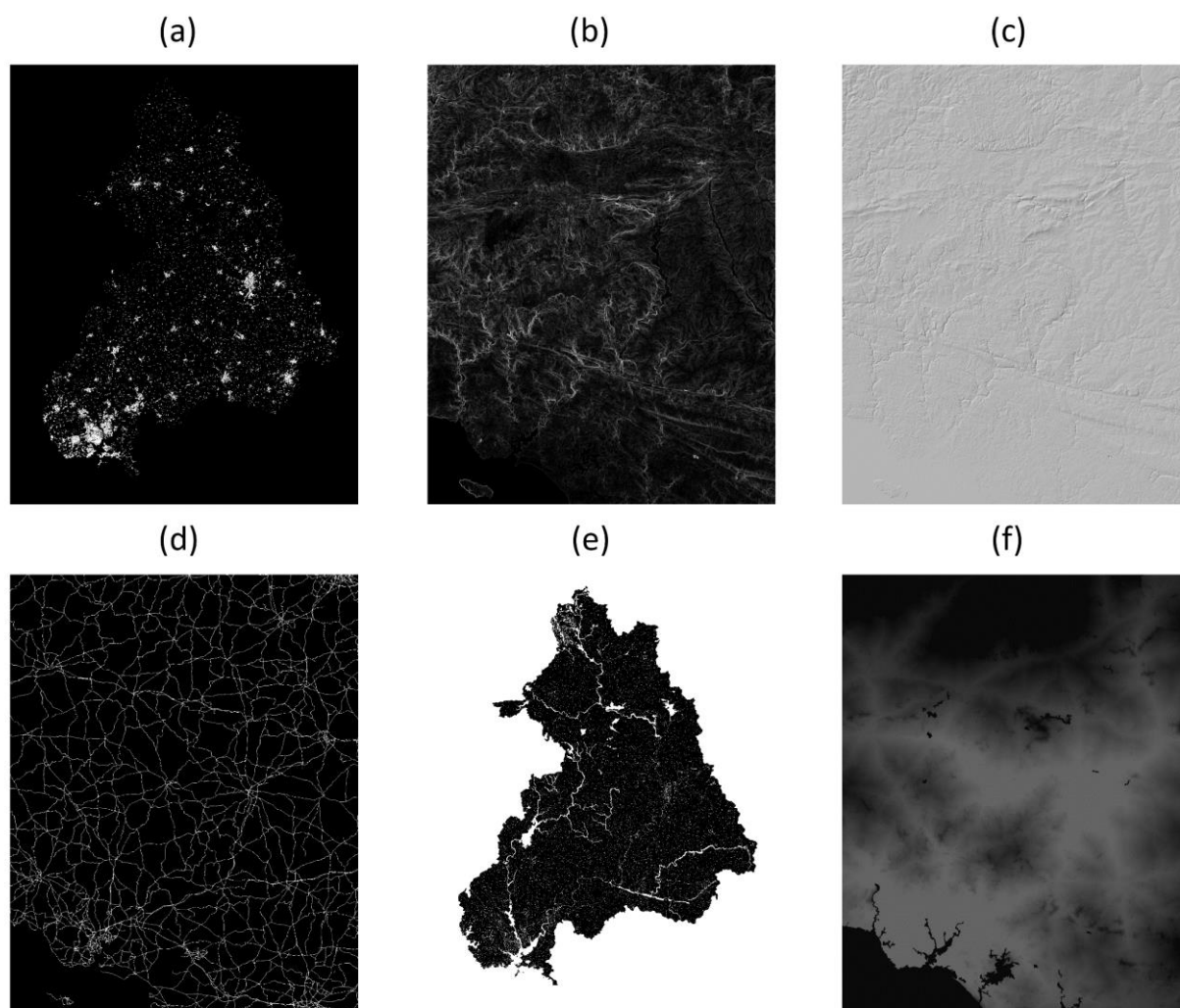


Figure VII.2 Input data for FORESIGHT at 64 m resolution: (a) Initial map (urban, forest, crop, grassland) ; (b) Slope map ; (c) Hillshade map ; (d) Transportation network map ; (e) Excluded map – protected and flood control areas and those outside the study area are in white ; (f) Attractiveness map.

Although FORESIGHT is a model developed to simulate urban growth, we used it to also simulate the growth of the other types of land cover included in the scenarios (i.e. forests, crops, grasslands). Since the aim of the study was only to randomly simulate different

increases or decreases in land cover types, FORESIGHT seemed appropriate to run such simulations at the watersheds scale. To do so, the inputs of the model needed to be slightly modified in order to fit with the other land cover types.

First, a map with no roads (i.e. blank map) replaced the transportation map in order to exclude this attraction. The exclusion map included all the newly urbanized areas in order to make sure the forest would expand only on agricultural or natural lands. This required repeating the operation for every scenario. A new attractiveness map was generated in order to represent an attractiveness factor at the northern part of the watershed, where the territory is facing an agricultural decline. The slope influence parameters were set to favour either increasing forest cover on most areas, or decreasing forest cover at the bottom of the valley (to simulate possible agricultural recovery on these lands). For scenarios with decreasing forest cover, the model randomly generated growth on areas currently covered with forest. These areas were then erased from initial forest cover.

For simulating the evolution of agriculture, it was first necessary to characterise the areas of crops and grasslands left after urban growth and forest expansion. In addition, areas erased from forest cover (in the case of a scenario with forest decrease) were converted to either grassland or crop land covers, depending on the scenario hypotheses for agriculture. Then, depending on the objective to reach in each scenario (e.g. 80 % crops and 20 % grasslands), the model randomly simulated either an increase in grassland cover to the detriment of crops, or an increase of crop cover to the detriment of grasslands. Finally, attractiveness factor was not used, except for one scenario that required simulating an increase of grassland cover close to the coast. All the procedure and inputs used for the simulations are detailed as supplementary material (Appendices B and C).

VII.2.4 Hydrological simulations: Community Water Model (CWatM)

The evolution of water availability was simulated using the Community Water Model (CWatM), an integrated hydrological and channel routing model developed at the International Institute for Applied Systems Analysis (IIASA) (Burek et al. 2020). CWatM is open source in the Python programming environment and has a modular structure, simulating hydrology both globally and regionally at different spatial resolutions, from 1 to 50 km, on daily time steps. It includes general surface and GW hydrological processes, and also takes into account human activities, such as water use (i.e. industry, agriculture, livestock and households) and reservoir regulation, by calculating water demands, water use, and return flows. The model takes also into account climate, topography and land cover. More particularly, the model calculates the water balance for six land cover classes (forest, grassland, irrigated land, paddy irrigated land, sealed areas, and water-covered areas). Soil processes, interception of water, and evapotranspiration are

also calculated for these land cover classes, and the resulting flux and storage per grid cell is aggregated by the fraction of each land cover class in each grid cell. Details about the model are presented in Burek et al. (2020). Finally, CWatM is coupled to MODFLOW groundwater flow model (Guillaumot et al. 2022) in order to incorporate surface-subsurface interactions (subsurface, lateral flows between grid cells, capillary rise and baseflow estimations).

VII.2.4.1 Model implementation

Unlike previous analyses at LASB scale (i.e. Fig. VII.1), CWatM was applied to the Scorff and Blavet watersheds only. The model was performed at 1 km spatial resolution and covered an area of 2545 km² (Fig. VII.3).

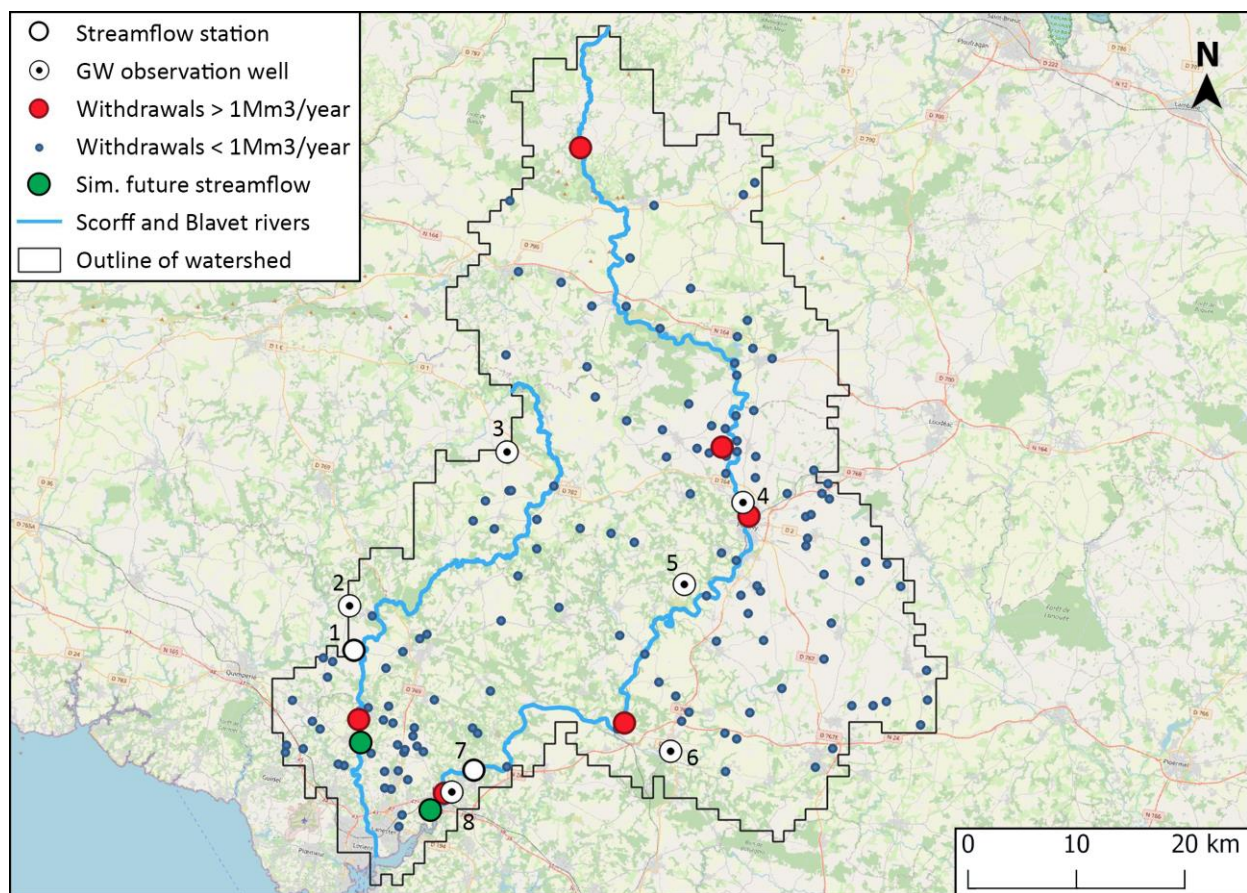


Figure VII.3 Outline of the studied watershed at 1 km spatial resolution along with locations of the Scorff (left) and Blavet (right) rivers, as well as simulated future streamflow locations, water withdrawals (source: BNPE) and streamflow stations and GW wells (source: *Eau France – HydroPortail*) used in our study : (1) Pont-Kerlo station (Plouay); (2) Saint-Eloi well (Guilligomarc’h); (3) Barac’h well (Ploërdut); (4) Gros chêne well (Pontivy); (5) Saint-Samson well (Bieuzy); (6) Scaouet park well (Baud); (7) Pont-neuf station (Inzinzac-Lochrist); (8) Kerbillan well (Hennebont). Background: OpenStreetMap.

The model required numerous input data and parameters (about 300 parameters in total). The most important following parameters were gathered from available databases, while the rest were set using by-default values. Information related to lakes and reservoirs were obtained from the HydroLAKES dataset (Messenger et al. 2016). Current land cover was derived from CBNB (2020) and adapted to fractions of land cover types, as required by the model: forest, grassland (and non-irrigated crop), sealed areas, and water-covered areas (Fig. VII.4). Although some options provided by CWaTM allowed differentiating grasslands from non-irrigated crops, and even types of crops themselves (e.g. corn, wheat, sunflower), for simplification reasons, grassland and non-irrigated crops were implemented as the same land cover type in our simulations. DEM data at 25m resolution (<https://geoservices.ign.fr/bdalti>) was down sampled to 1 km resolution. Soil depths were estimated based on the Regional pedological referential of Brittany (*Référentiel Régional Pédologique de Bretagne*) produced by UMR 1069 SAS INRAE - Agrocampus Ouest (<https://geosas.fr/solsdebretagne/>). The aquifer was represented as a single 30m homogeneous unconfined aquifer layer parallel to the topography, defined by an orthogonal grid at a 200m resolution.

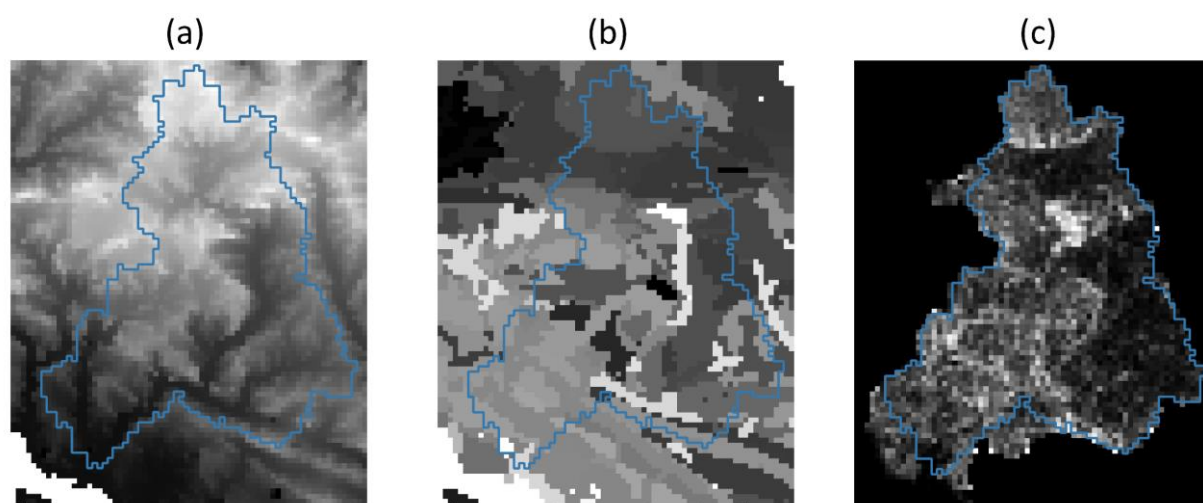


Figure VII.4 Examples of input data for CWaTM at 1 km resolution: (a) Digital elevation model ; (b) Soil depth ; (c) Fraction of land cover (forest in this case). Outline of the studied watershed is represented in blue.

Finally, historical gross water demand was extracted from the French Water Withdrawals National Bank (BNPE - <https://bnpe.eaufrance.fr/>), as shown in Fig. VII.3. Note that the database also provided information about the water use for each withdrawal (domestic, agriculture, or industries): within the Scorff and Blavet watersheds, about 90% of the withdrawals are aimed at answering domestic demand. The net water demand for each withdrawal was then calculated based on recent studies at the regional scale. It has been estimated that in the Brittany region, net water demand for domestic use is 51 % of the volume withdrawn (i.e. only 49% of withdrawals is returned to the environment, CACG 2021). This

imbalance is explained by the exportations of drinking water from the Brittany region to other hydrographic regions, as well as ocean dumping from coastal wastewater treatment plants. Regarding withdrawals for industry demand, an estimate on the neighbouring watershed of Ellé-Isole-Laita reported a net water demand of 20 % of the volume withdrawn (INERIS et al. 2011). Finally, net water demand for irrigation was estimated at 100 % of the volume withdrawn, as most of the water is absorbed by plants and returns to the system through evapotranspiration.

VII.2.4.2 Model calibration

CWatM model was parameterized based on available information, as explained in the previous paragraphs. Most parameters were set to default values. Aquifer hydraulic conductivity and porosity were calibrated on the 2010-2020 period based on a stepwise procedure to explore and identify the best combination of hydraulic conductivity and porosity values. Starting from values reported by recent studies in Brittany (Abhervé 2022; Cornette 2022), about 150 simulations were performed. Then, the Nash Sutcliffe Efficiency (*NSE*) (Nash & Sutcliffe 1970) was computed to evaluate the quality of simulated streamflow to observed streamflow measured by discharge stations located downstream of the Scorff and Blavet rivers (white dots on Fig. VII.3). In order to focus on the low flow period, streamflow values were log-transformed. $NSE_{log} = 1$ indicates perfect correspondence between simulations and observations, while a threshold value of $NSE_{log} > 0.65$ indicates that model efficiency can be considered as acceptable (Ritter & Muñoz-Carpena 2013). Retained values corresponded to those who maximized NSE_{log} for both Blavet and Scorff streamflow. Finally, the hydrological model was validated on the 2000-2020 period on streamflow and GW observations (based on data from available wells, Fig. VII.3).

VII.2.4.3 Future projections

Once the model was calibrated, the objective has been to simulate water availability into the future over a fifty years' time period (2020-2070). First, outputs produced by FORSIGHT allowed generating evolutions of land cover for each scenario on a yearly time step. Water demand was also modified based on the scenario. To this end, we correlated water demand with population change: for instance, a 0.6 % growth of population per year was translated into a 0.6 % growth in water demand. Obviously, water demand is not only driven by demographic changes and also depends on other factors (e.g. individual consumption, technology). However, the aim here was only to illustrate the impact of withdrawals in the system in order to, in a second time, discuss possible levers for actions. The whole procedure has been summarized in Fig. VII.5. Finally, the model was set to provide outputs regarding streamflow, GW depth, soil wetness, and hydrological balance metrics (e.g. river outflow,

evapotranspiration, interception, rain, snow). Contrary to calibration, future streamflow was simulated downstream (green dots on Fig. VII.3) of the main water withdrawals (> 1Mm³) in order to take into account the impact of water demand. For the characterization of soil moisture, the standardized Soil Wetness Index (SWI)²⁵ was measured on a daily time step and then averaged across months. SWI tends towards 1 when soil wetness is at saturation (field capacity) and tends towards 0 (or below) when soil is under water stress (wilting point).

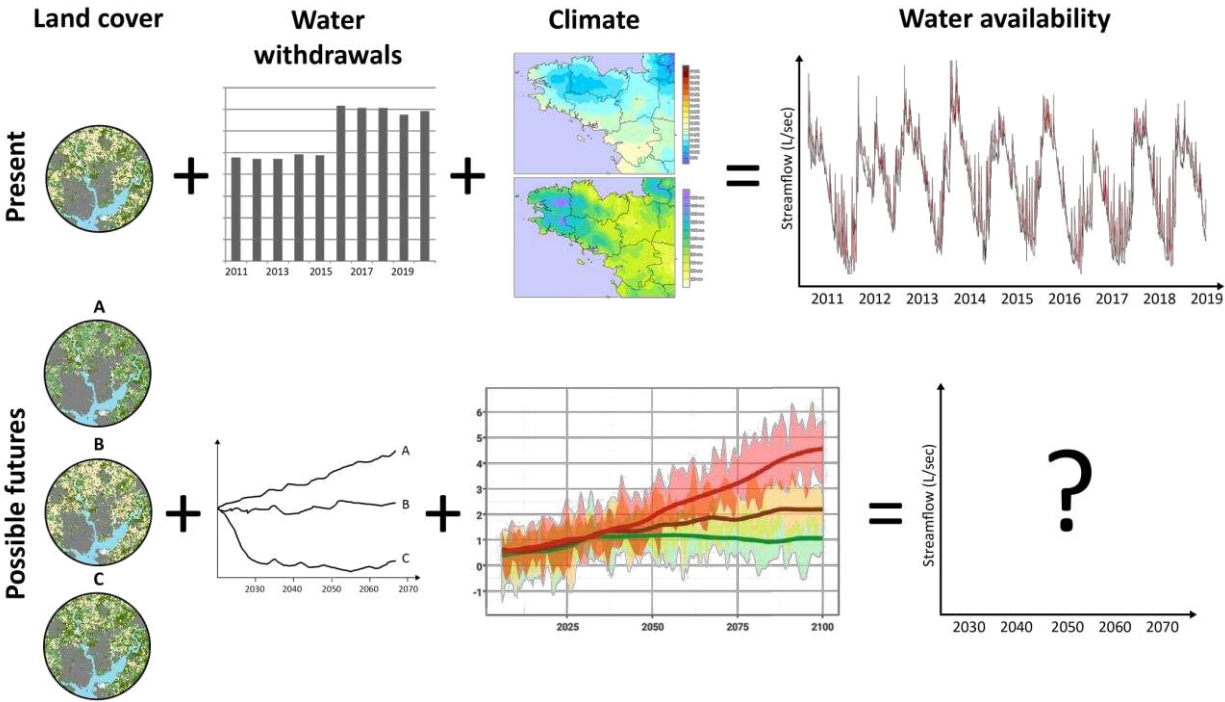


Figure VII.5 Summary of the procedure of calibration and projection used in this study.

VII.2.5 Climate forcing

VII.2.5.1 Historical data: the coupled approach SAFRAN-SURFEX

Historical climate inputs were based on available data provided at the scale of France through the surface modelling platform SURFEX (*SURFace EXternalisée*, in French) developed by *Météo-France* (Le Moigne et al. 2020), coupled with atmospheric forcing from SAFRAN (Quintana-Seguí et al. 2008; Vidal et al. 2010), a system initially developed by the CNRM (*Centre National de Recherches Météorologiques*). SAFRAN-SURFEX coupled approach allowed providing daily time series regarding temperature, precipitation, and evapotranspiration at a spatial resolution of 8 x 8 km, over a time period ranging from August 1st 1958 to July 31st 2020 (Fig. VII.6). These data were used as climate forcing for the calibration only (2000-2020).

²⁵ <https://confluence.ecmwf.int/display/COPSRV/Soil+wetness+index+calculation>

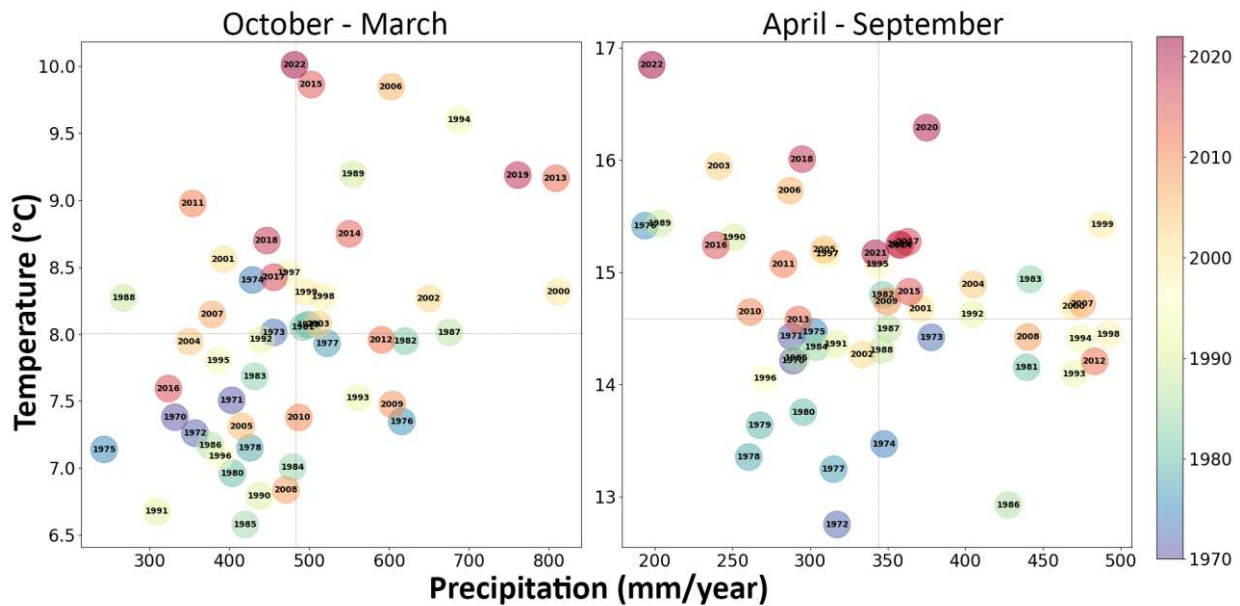


Figure VII.6 Mean temperatures and cumulated precipitations within the Scorff and Blavet watersheds from 1970 to 2022, during the low flow (april-september) and the high flow (october-march) periods. Mean values are based on data from SAFRAN-SURFEX (1970-2020) and on data from local meteorological stations (2021-2022). Horizontal and vertical grey dotted lines represent mean values of the entire period.

VII.2.5.2 Climate projections: EXPLORE2-2021-SIM2

Future projections of climate forcing were based on available data published in the DRIAS portal (<http://www.drias-climat.fr/>): EXPLORE2-2021-SIM2 (Météo-France 2021). These projections are based on Regional Climate Models (RCM) (Jacob et al. 2014), themselves forced by Global Climate Models (GCM) (Taylor et al. 2012), and translated the effects of different socio-economic scenarios of greenhouse gas emissions: RCP (Representative Concentration Pathway). These scenarios, mentioned in the AR5 report from the IPCC (IPCC 2013), are named after the possible values of radiative forcing reached in 2100, from the most optimistic to the most pessimistic: RCP2.6, RCP4.5, RCP6.0, and RCP8.5. Two scenarios of greenhouse gas emissions were retained for our study: RCP4.5 and RCP8.5. In total, the dataset provided daily hydroclimatic projections (i.e. precipitation, temperature and evapotranspiration) for 12 GCM/RCM coupled models on a time period ranging from 2006 to 2100 (Table VII.3), with a spatial resolution of 8 x 8 km (reanalysis using SAFRAN).

The corresponding projections of temperatures and precipitations from two scenarios (RCP4.5 and RCP8.5) over 2006-2100 are presented in Fig. VII.7. These data were then used as climate forcing in CWatM: historical projections (2006-2020) were compared to future projections (2020-2070), usually averaged by decade. Median outputs from GCM/RCM models from RCP4.5 scenario were used as optimistic climatic projections, while median outputs from

GCM/RCM models from RCP8.5 scenario were used as moderate climatic projections. And finally, outputs from the most pessimistic model (i.e. in terms of high temperatures and low precipitations: Model 9) from RCP8.5 scenario was used as pessimistic climatic projections. Although according some authors the RCP8.5 scenario is becoming highly unlikely (e.g. Hausfather & Peters 2020), we believed it was necessary to include the most pessimistic projections because: (1) to date the reality has often proven worst than the most pessimistic projections had planned; and (2) only the most pessimistic projections predicted that early the strong precipitation deficit and high temperatures observed in 2022.

Table VII.3 List of GCM/RCM models provided by simulations from EXPLORE2-2021-SIM2.

Model	GCM / RCM	Scenarios	Period
1	MPI-M-MPI-ESM-LR / CLMcom-CCLM4-8-17	RCP2.6, RCP4.5, RCP8.5	2006-2100
2	ICHEC-EC-EARTH / SMHI-RCA4	RCP2.6, RCP4.5, RCP8.5	2006-2100
3	ICHEC-EC-EARTH / KNMI-RACMO22E	RCP2.6, RCP4.5, RCP8.5	2006-2100
4	IPSL-IPSL-CM5A-MR / SMHI-RCA4	RCP4.5, RCP8.5	2006-2100
5	CNRM-CERFACS-CNRM-CM5 / KNMI-RACMO22E	RCP2.6, RCP4.5, RCP8.5	2006-2100
6	NCC-NorESM1-M / GERICs-REMO2015	RCP2.6, RCP8.5	2006-2100
7	CNRM-CERFACS-CNRM-CM5 / CNRM-ALADIN63	RCP2.6, RCP4.5, RCP8.5	2006-2100
8	NCC-NorESM1-M / DMI-HIRHAM5	RCP4.5, RCP8.5	2006-2100
9	MOHC-HadGEM2-ES / CLMcom-CCLM4-8-17	RCP4.5, RCP8.5	2006-2099
10	IPSL-IPSL-CM5A-MR / IPSL-WRF381P	RCP4.5, RCP8.5	2006-2100
11	MOHC-HadGEM2-ES / ICTP-RegCM4-6	RCP2.6, RCP8.5	2006-2099
12	MPI-M-MPI-ESM-LR / MPI-CSC-REMO2009	RCP2.6, RCP4.5	2006-2100

VII.3 Results and discussion

VII.3.1 Prospective scenarios

The participatory workshops produced a total of eleven contrasted scenarios: (1) *Trend* ; (2) *Recovery* ; (3) “*Hydrosystem*” oriented ; (4) “*Crop*” oriented ; (5) *Median* ; (6) *Socioecological transition* ; (7) *A gentrified coast* ; (8) “*Urbanization*” oriented ; (9) *A controlled pragmatism* ; (10) *Ecological orientation through population decline* ; and (11) *Plausible*. Note that each scenario was named by the group who elaborated it and the names are only given for information. Although no specific instructions were given to guide the process, and there were no discussions between groups, all scenarios produced were different. For simplification reason, only *Socioecological transition*, *A gentrified coast* and *Ecological orientation through population decline* (scenarios 6, 7 and 10) are presented here. These scenarios were chosen because they offered relatively contrasted futures (other scenarios were also contrasted but not in such extent). The hypotheses retained by the different groups when constructing these three scenarios are summarized in Table VII.4, and their narratives are presented hereinafter. All the other scenarios are available as supplementary material (Appendix D).

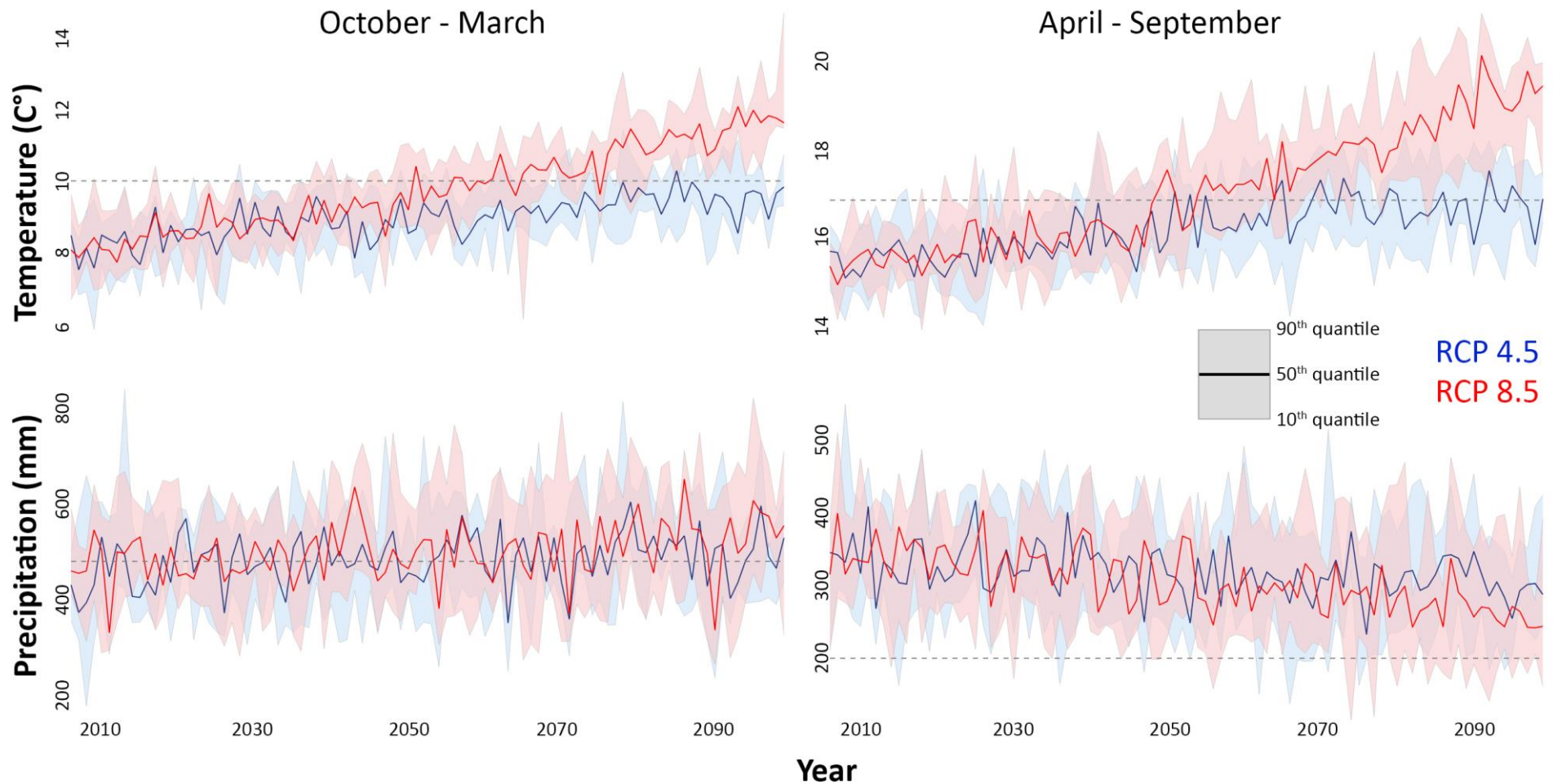


Figure VII.7 Median values and their corresponding 80% confidence interval of projected mean temperatures and cumulated precipitations within the Scorff and Blavet watersheds from EXPLORE2-2021-SIM2 models for RCP4.5 (10 models) and RCP8.5 (11 models) scenarios over 2006-2100. Grey dashed line represents recorded values from 2022 and is included for comparison.

Table VII.4 List of driving variables hypotheses (i.e. possible futures) retained for three scenarios.

Scenario	Urban	Population	Forest	Agriculture
6	2009-2019 trend (+ 0.4 % per year)	+ 0.5 % per year	- 0.2 % per year	80 % C – 20 % GL
7	1999-2009 trend (+ 0.8 % per year)	+ 1 % per year	- 0.5 % per year	50 % C – 50 % GL
10	Net zero 2050	- 0.5 % per year	+ 1 % per year	60 % C – 40 % GL

C: Crops; GL: Grasslands

Socioecological transition (Scenario 6)

This scenario translates into a future articulated around “eco-hamlets”, where part of the time is dedicated to grow food in everybody’s garden using permaculture techniques (two days per week), and another part of the time is dedicated to salaried work “in the city” (three days per week). This requires reinvesting abandoned agricultural lands. The increase of crop translates the development of agroforestry practices in agricultural spaces. Forest areas are left at their natural evolution and protected for their wood-energy potentials, or cultivated as “nourishing forests”. The population is growing due to national and international migrations (southern population looking for better climatic conditions) that need to be welcomed into the local communities, slightly balanced through a control on local birth-rate (less children to better raise them and reduce consumption). This scenario is characterised by a decrease in cities’ population density, which offers a better quality of life. The structuring of local communities is centred on the resources given by local environment (small relatively autonomous hamlets). This leads to the development of “archipelago-cities” close to each other, conducting to urban growth on all the territory. The newly urbanised areas use eco-materials, and construction rules allow maintaining soil permeability.

A gentrified coast (Scenario 7)

This scenario translates into an occupation of the territory dominated by the interests of population belonging to the wealthiest social categories. This leads to a gentrification of the coast, with the deportation of “all sources of pollution” outside. In this context, agriculture is pushed inland, and encouraged into a more intensive approach. Grasslands cover significantly increase close to the coast in order to answer the demand of space for horses from a rich population. Forest cover experiences a decrease due to the intensification of agriculture and urban growth, except close to the coast in order to keep natural areas for the tourists and local residents. The territory, increasingly attractive (especially in summer), experiences a significant increase of its population, with a concentration on the coastal areas and a depopulation on the northern parts. A “social stratification” appears, with the wealthier close to the coast and the poorer relocated inland. In order to answer housing demand, the coast is densified with single-

family homes, while apartment blocks are built at longer distance for poorer families. Finally, also considered a “source of pollution”, economic activities such as industries are moved away.

Ecological orientation through population decline (Scenario 10)

This scenario translates into the transformation of the territory to an ecological sanctuary through the decrease of local population but the maintenance of seasonal attractiveness with a regain control of natural areas. This scenario aims to answer increasing willingness from general population for nature tourism. This leads to an increase of grasslands as well as forest covers, to the detriment of crops. The decrease of population is a consequence of lower fertility rates in younger generations, coupled with a significant development of secondary homes (fewer residents all year long). This weaker demographic pressure allows containing urban growth within the limits fixed by the Climate and Resilience law, without requiring habitat densification.

VII.3.2 Simulation of future land cover

Detailed maps of land cover simulations at the 2070 horizon are presented in Fig. VII.8 for three prospective scenarios: *Socioecological transition* (Scenario 6), *A gentrified coast* (Scenario 7), and *Ecological orientation through population decline* (Scenario 10). Results for the other scenarios are available as supplementary material (Appendix E).

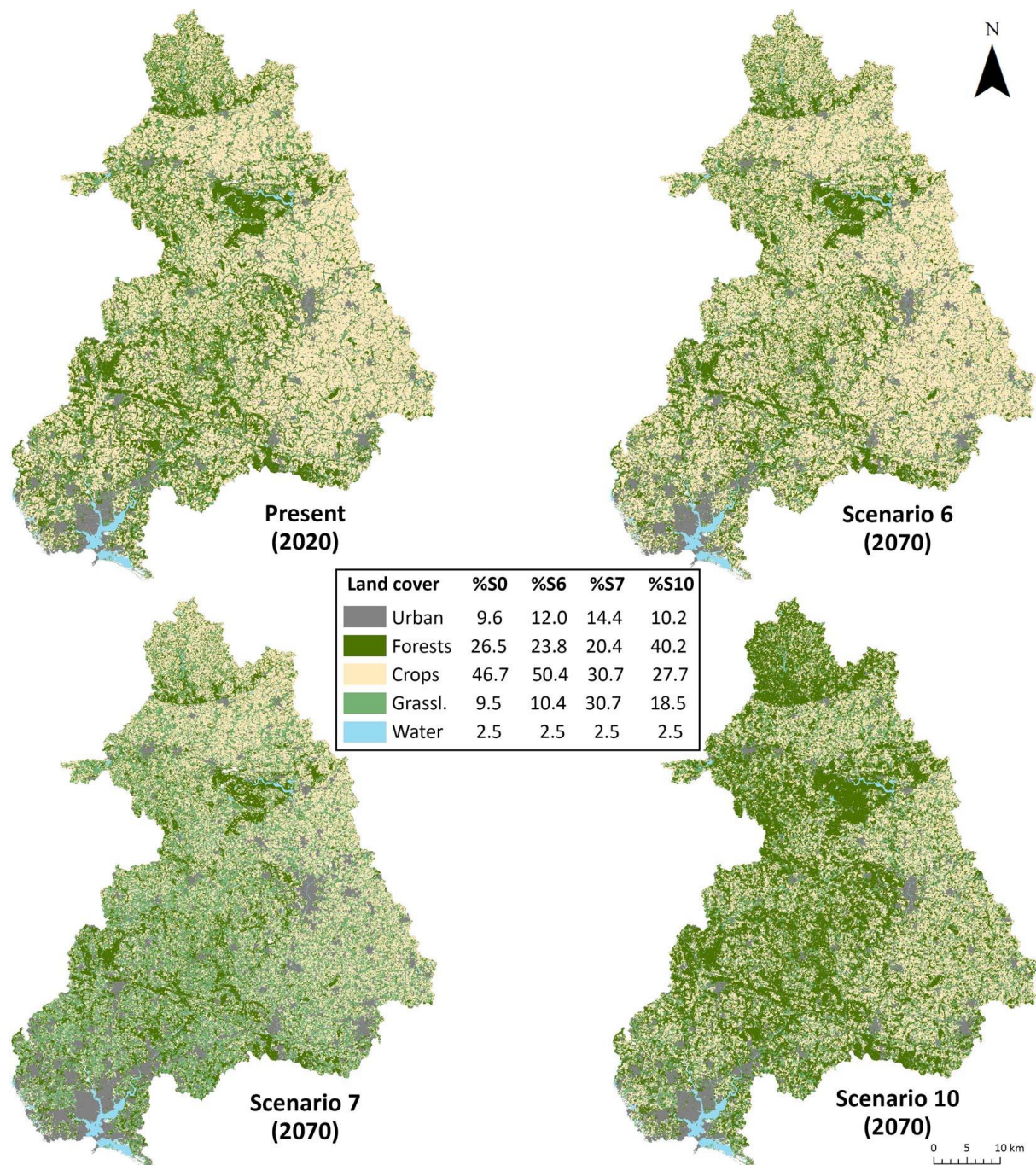


Figure VII.8 Simulations of land cover changes at the 2070 horizon in the territory of LASB based on three prospective scenarios: *Socioecological transition* (Scenario 6), *A gentrified coast* (Scenario 7), and *Ecological orientation through population decline* (Scenario 10). Current situation (S0) is included for comparison.

VII.3.3 Simulation of water availability

VII.3.3.1 Model calibration

The stepwise procedure for calibration on streamflow over 2010-2020 allowed obtaining a NSE_{log} of 0.89 for the Scorff river and 0.81 for the Blavet river, using a hydraulic conductivity of $2.2e-05$ m/s and a porosity of 0.6%. The order of magnitude of these values is consistent with what was reported in other GW modelling studies on the Scorff watershed and in Brittany more generally (e.g. Champagne 2021; Abhervé 2022; Cornette 2022). Testing these parameters over 2000-2010 produced a NSE_{log} of 0.77 for the Scorff river and 0.74 for the Blavet river (over the 2000-2020 period NSE_{log} were 0.84 and 0.78 for the Scorff and Blavet rivers respectively, Fig. VII.9). On average, the simulations over-estimated streamflow by 1300 (28%) and 6950 L/sec (27%) in the Scorff and Blavet respectively, especially during the high flow periods. This was relatively expected considering that the model was calibrated to best represent streamflow during the low flow period.

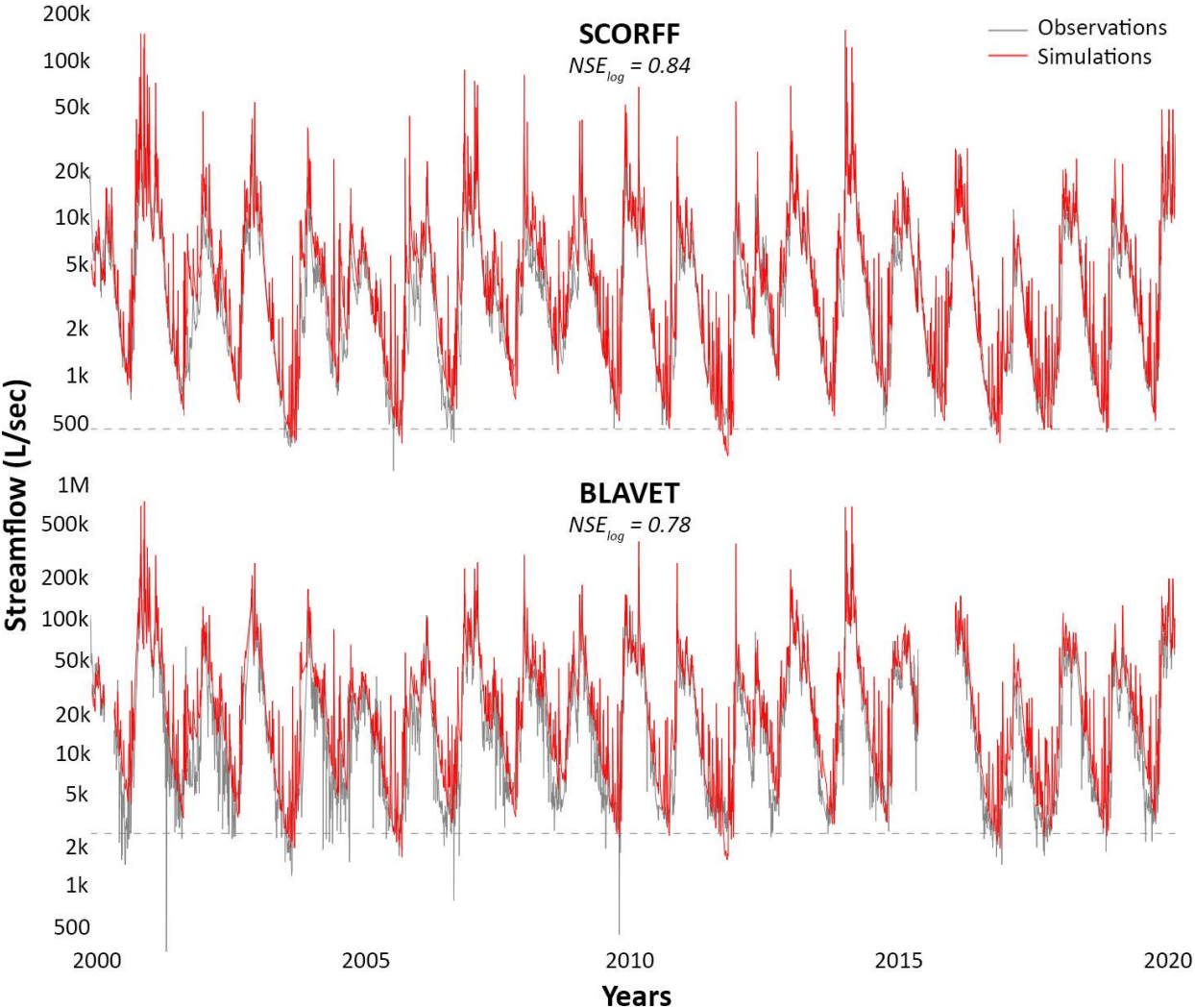


Figure VII.9 Observed versus simulated streamflow in the Scorff and Blavet rivers at two measurement stations. Grey dotted line represents 1/10 of the mean streamflow over the entire period. In France, this value is used as threshold to indicate hydrologic drought. Gaps in the streamflow of the Blavet are due to missing observations.

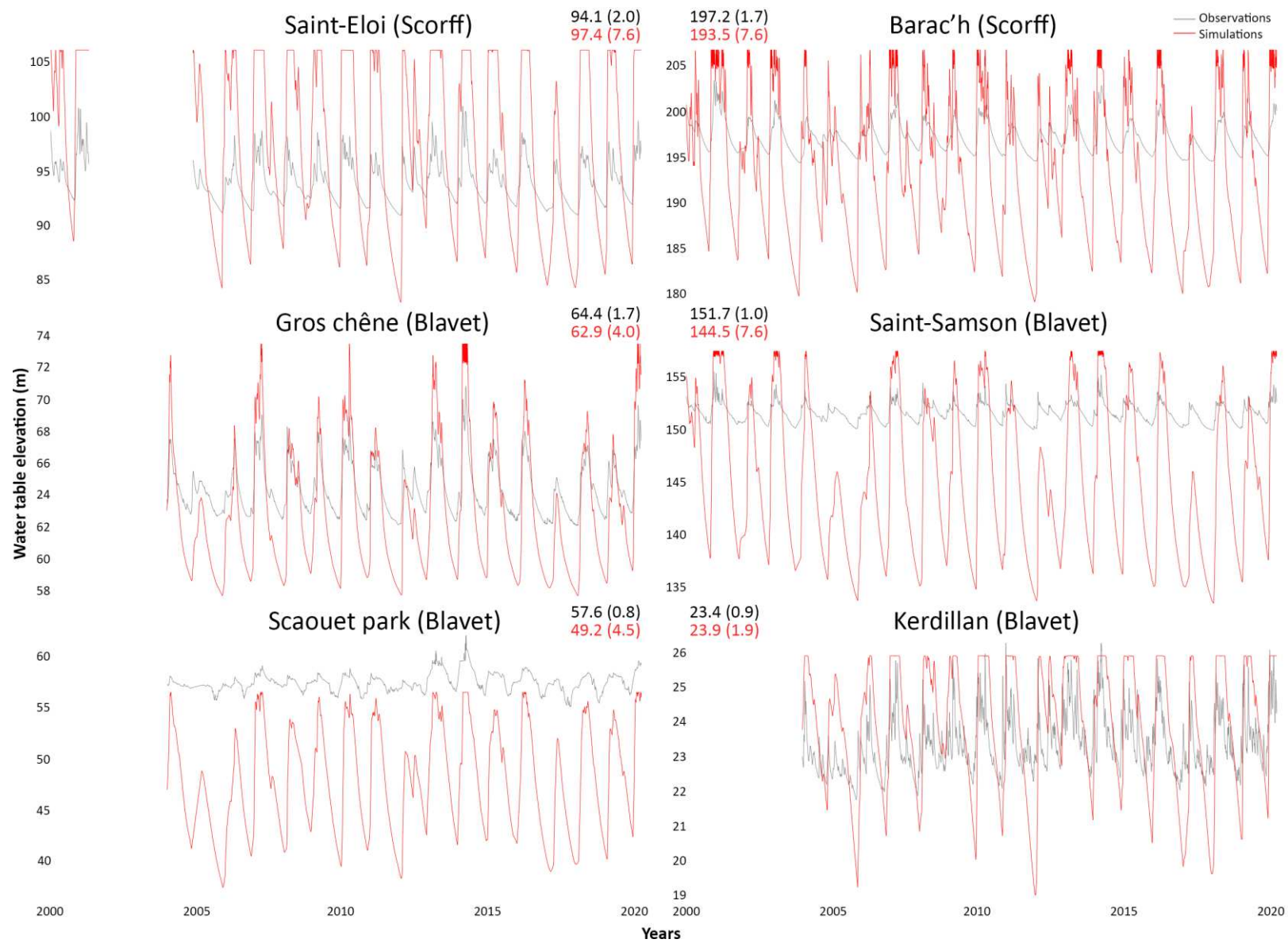


Figure VII.10 Observed versus simulated water table elevations. Numbers represent the mean values and their standard deviation.

Overall, simulations performed better on the Scorff than on the Blavet. For the Blavet river, almost every year at the beginning of the low flow period, a quicker decrease of streamflow was reported in observations compared to simulations. We hypothesized that this difference may be due to the presence of an important dam on the Blavet river (*Guerlédan*). Although infrastructures such as dams can be simulated by CWatM, it was not taken into account in our simulations as we were not granted access to records of volume discharged from the dam (operated by EDF: *Électricité de France*), so that operating rules were not known. Streamflow in the Blavet may be reduced during late spring due to water being retained by the dam in order to keep the reservoir filled for the low flow period. Therefore, simulated streamflow in the Blavet was probably rather a representation of the system as it would be without such dams. In any case, despite its imperfections, the model was providing good performances for predicting streamflow

The model was also evaluated on observed GW level variations from six wells within the Scorff and Blavet watersheds (Fig. VII.10). The mean GW level was generally well described, while seasonal variations were overestimated, and GW levels were reaching the surface on several wells during the winter season. This suggests that aquifer properties were not appropriate, and, in particular, that local porosity was underestimated. Increasing global aquifer porosity, though, would result into an underestimation of seasonal variations in river discharge, and therefore an overestimation of streamflow during lowflow periods. As the model role was to define the hydrological system trajectory in future conditions, model parameters were not updated. As a consequence, we will focus the analysis of model results on streamflows and interannual GW evolutions.

VII.3.3.2. Characterisation of future meteorological droughts

Prior to run simulations using hydrological models, we assessed meteorological drought using climatic projections (Fig. VII.11). At the 2060-2070 time horizon, during the high flow period, median cumulated precipitations slightly increased in both the optimistic and the moderate projections (about 6% and 3% respectively), compared with simulated historical records (2006-2020). Only the pessimistic projection showed a slight decrease of median cumulated precipitations (about 6%) during the high flow period. On the other hand, during low flow period, all climatic projections predicted a significant decrease in median cumulated precipitations compared with the historical period. From about 9% in the optimistic projection, the precipitations decreased about 15% and 30% in the moderate and pessimistic projections respectively.

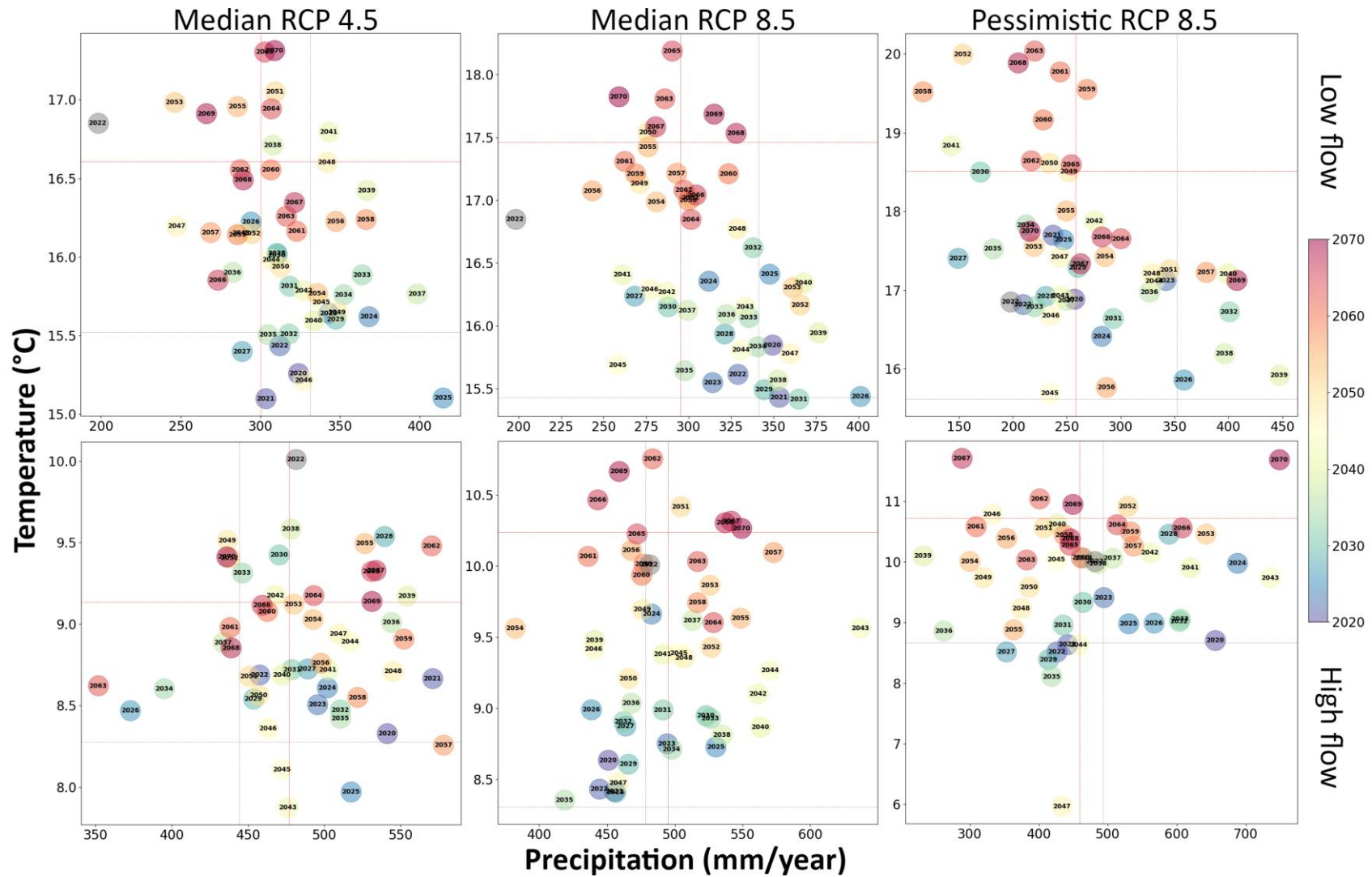


Figure VII.11 Median projections of temperature and precipitation from 2020 to 2070 during low flow (april–september) and high flow (october–march) periods. Recorded values for 2022 are represented in grey for comparison. Horizontal and vertical grey dotted lines represent median values from 2006 to 2020, while horizontal and vertical red dotted lines represent median values from 2060 to 2070.

As a comparison, median cumulated precipitations in 2060-2070 from the pessimistic projection were expected to be similar to observed precipitations from 2022, while in the optimistic and moderate projections, observed cumulated precipitations from 2022 remained an extreme during the low flow period. Finally, regarding median temperature, in 2060-2070 all projections were consistent with an increase, whether during high flow or low flow periods: about + 1, + 2 and + 3°C in the optimistic, moderate and pessimistic projections respectively. Thus, the extreme conditions recorded in 2022 were expected to become the average from 2060-2070, 2050-2060, and 2040-2050 in the optimistic, moderate and pessimistic projections respectively. In the moderate and pessimistic projections, temperatures were even expected to further increase afterwards. Coincidentally, the recorded values of cumulated precipitations and temperature from 2022 matched almost perfectly the 2022 values from the pessimistic projections during the low flow period.

VII.3.3.3. Characterisation of hydrological droughts

The hydrological modelling was performed on four different prospective scenarios: the three contrasted scenarios mentioned above, and a fourth scenario in which the current situation was maintained into the future (i.e. no changes from 2020 to 2070) to highlight the impact of climate change only. First, we attempted to characterize potential future hydrological droughts through changes in simulated streamflows (Fig. VII.12). Significant differences were observed among the different scenarios, and can be directly attributed to increasing/decreasing water withdrawals (90% from surface water in this territory). While relatively stable all year long, these withdrawals exacerbated the decrease of streamflows during the low flow period. Especially, the lowest streamflows were observed for Scenario 7, which corresponds to the scenario with the highest withdrawal rates (due to important population growth). In contrast, Scenario 10 presented higher streamflows due to decreased withdrawals compared to current situation (Scenario 0). Land cover also significantly affected streamflows: while Scenario 7 exhibited the lowest streamflows during low flow periods, it almost always exhibited the highest streamflows during peak flow events. This can be explained by the important expansion of urban areas in this scenario and which translated into larger surface runoff compared to other scenarios. For this reason, this scenario is also likely to favour floods more frequently.

This difference among scenarios was also observed when looking at the number of days per year below 1/10 of mean discharge (Fig. VII.13). This threshold value was chosen as it represents a regulatory limit used to indicate hydrologic drought in France. In 2060-2070, the Scenario 7 always exhibited the highest number of day below this threshold for both the Scorff and Blavet rivers compared to other scenarios. In contrast, the Scenario 10 was, again, the scenario that exhibited the lowest number of day below the threshold value, with a difference of

about 15 and 10 days per year in the Scorff and Blavet respectively compared to scenario 7. This analysis also highlighted that the Scorff river was more prone to experience low streamflow compared to the Blavet, exhibiting more than twice its number of days below 1/10 of mean discharge. Additionally, whatever the scenario, the number of day below the threshold value increased continually from 2006-2020 onto 2060-2070 for both the Scorff and Blavet. Interestingly, there were no marked differences between RCP4.5 and RCP8.5 projections. This may be a result of simulating only the 2020-2070 period, while RCP8.5 and RCP4.5 tended to significantly differ only from 2060-2070 regarding temperatures, and had very few differences regarding precipitations (Fig. VII.7). In any case, these results on streamflows highlight that changing climatic conditions are likely to significantly affect rivers, but at the same time, levers for actions are possible in order to adapt (e.g. reduction of withdrawals, urban planning).

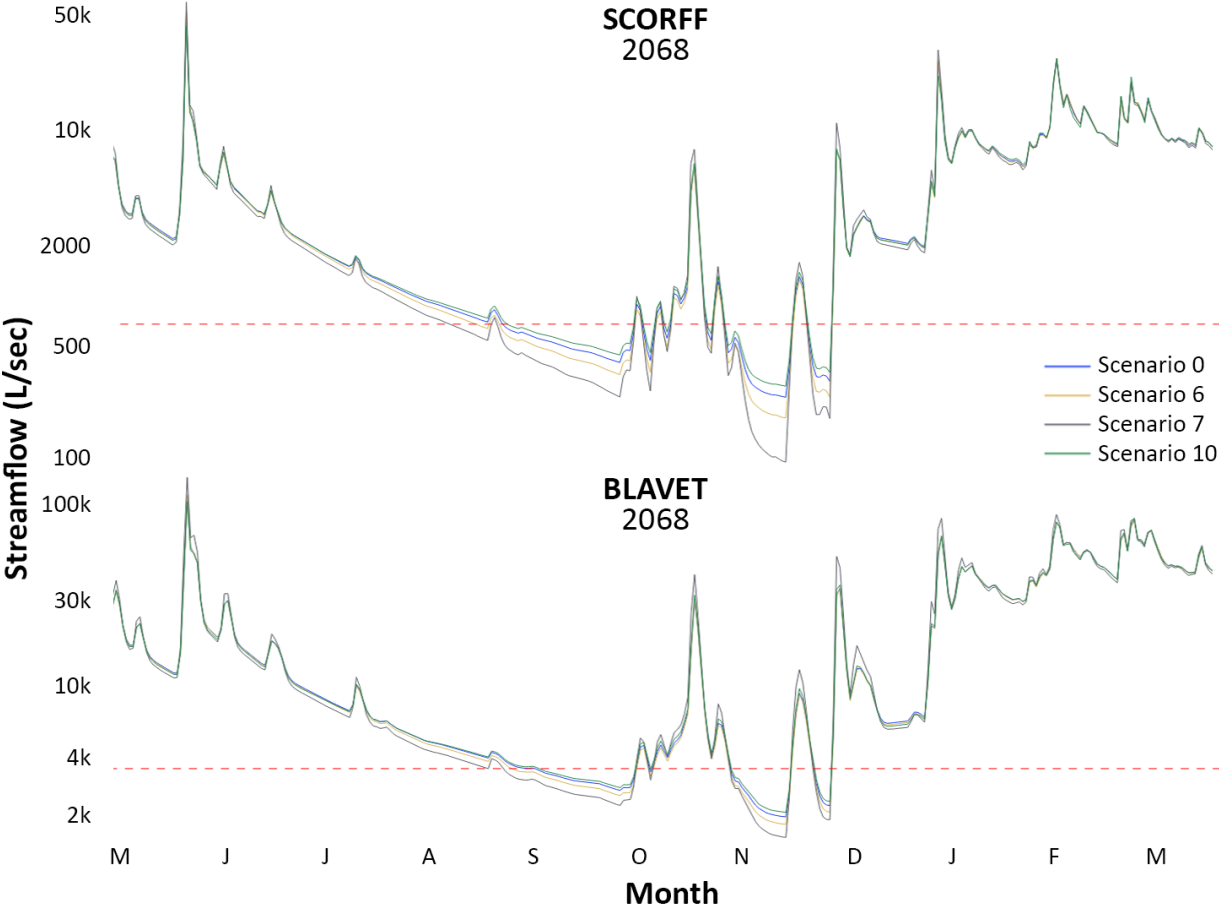


Figure VII.12 Simulated daily streamflows of the Scorff and Blavet rivers for four different prospective scenarios (S0, S6, S7, and S10) during the 2068 low flow period based on the most pessimistic climatic projection (Model 9 – RCP8.5 in Table VII.3). Red dashed lines represent the 1/10 value of mean discharge. Note that streamflows are represented using logarithmic scale in order to focus on the low flow period.

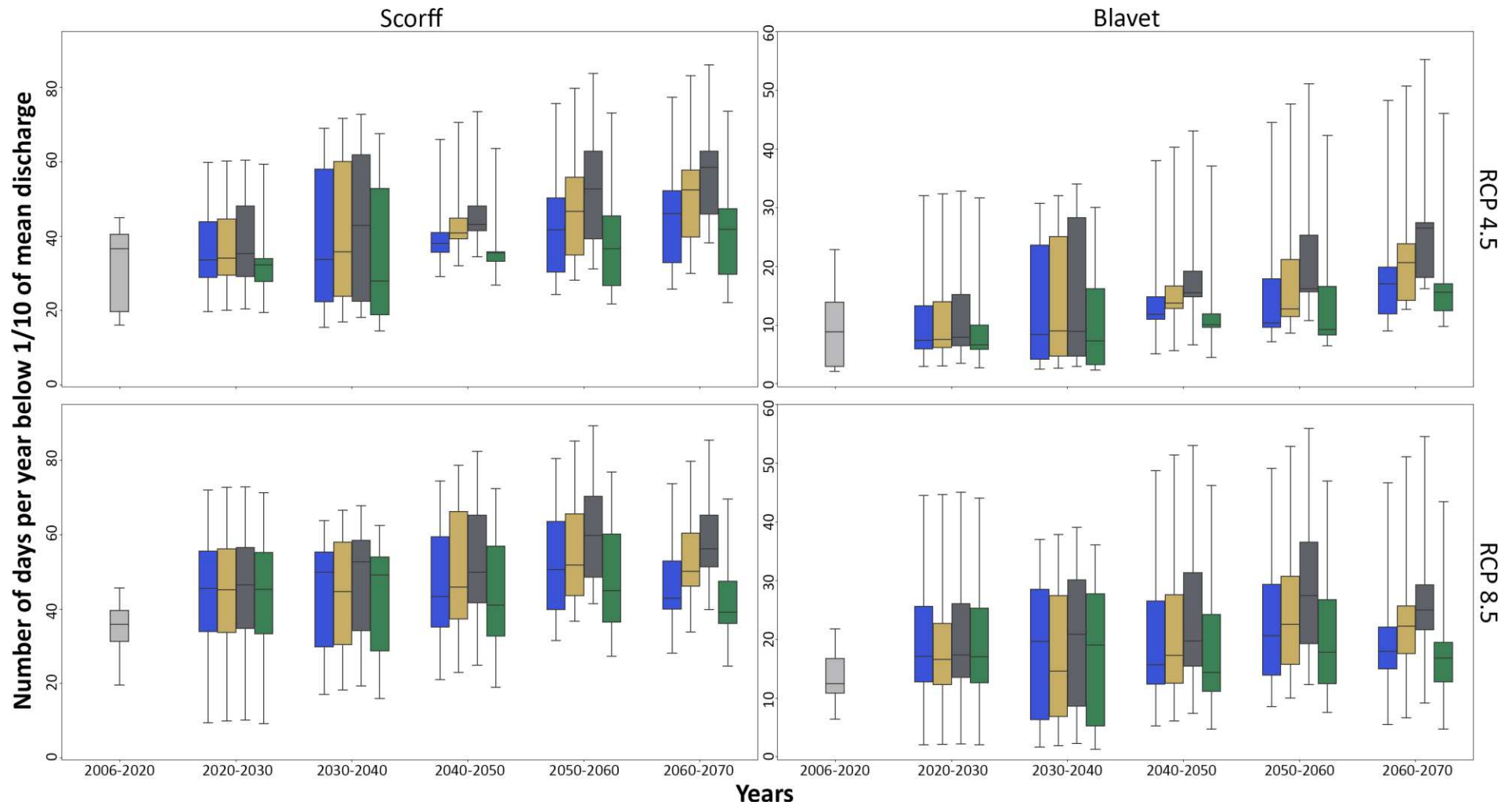


Figure VII.13 Average number of days per year below 1/10 of mean discharge (based on simulated discharge from 2006 to 2020) for different decades between 2006-2020 and 2060-2070 and for four different prospective scenarios. Boxplots represent the variability from the different climatic models for RCP4.5 and RCP8.5 scenarios. Central rectangles represent the 0.25, 0.5 and 0.75 quantiles, while vertical grey lines represent the minimal and maximal values. The most pessimistic RCP8.5 projections (upper grey line) correspond to Model 9 in Table VII.3.

Then, we attempted to characterize future hydrological drought based on changes in the GW table across the Scorff and Blavet watersheds. As mentioned above, the calibration of the model did not allow precisely predicting the water table elevation on a daily or monthly time scale. On the other hand, simulated mean GW elevations were relatively consistent with observed values over 2000-2020 (Fig. VII.10). For this reason, we computed the difference of mean annual GW elevation between two periods (2006-2020 and 2060-2070), for different climatic projections and prospective scenarios (Fig. VII.14). Using such approach, even if simulated GW elevation poorly represented observed values, the objective was only to explore the spatial pattern of change over time (i.e. simulated past vs. simulated future).

First, differences were observed across the different scenarios, the Scenario 7 exhibiting the largest decrease of mean annual GW table (up to more than 5m decrease). This result suggests that the evolution of GW was mostly affected by urban changes, through reduced recharge rates. Indeed, Scenario 7 exhibited the highest growth of urban areas, which can be spatially correlated to simulated decreasing GW level (i.e. close to the coast, near agglomeration such as Lorient and Pontivy, and along the main transportation networks). This is also consistent with the larger runoff rates reported on streamflows in this scenario (i.e. Fig. VII.12), which cannot be used for recharge. Contrary to what was reported for streamflows, the second largest decrease was observed for Scenario 10, while Scenario 0 and Scenario 6 were similar. Again, this can be connected to urban sprawl. While Scenario 6 exhibited larger increase in urban areas compared with Scenario 10, it also aimed at maintaining soil permeability and, therefore, newly artificialized areas were categorized as “bare soil” instead of “sealed”, which explains why the resulting changes are similar to Scenario 0. In the end, despite a population decrease, Scenario 10 did not completely avoid further urban sprawl, which is likely the cause of decreasing GW level observed in this scenario.

Second, as for streamflows, almost no differences were observed between median RCP4.5 and median RCP8.5 climatic projections, likely due to the same reason mentioned above. In both cases, decreases in annual GW level (0-5 m) were observed in the southern part of the watershed, while the northern part experienced slight increases (0-2m). On the other hand, GW level decreased significantly over the entire watershed under the pessimistic RCP8.5 climatic projection. In addition, while slight increases were reported in annual GW level (even in the pessimistic climatic projection), only decreasing levels were observed when only looking over the summer period (i.e. July-August-September, Appendix F). Such results on decreasing GW levels on the coastal regions also underline the risk for seawater intrusion, a critical question that is beyond the scope of this work.

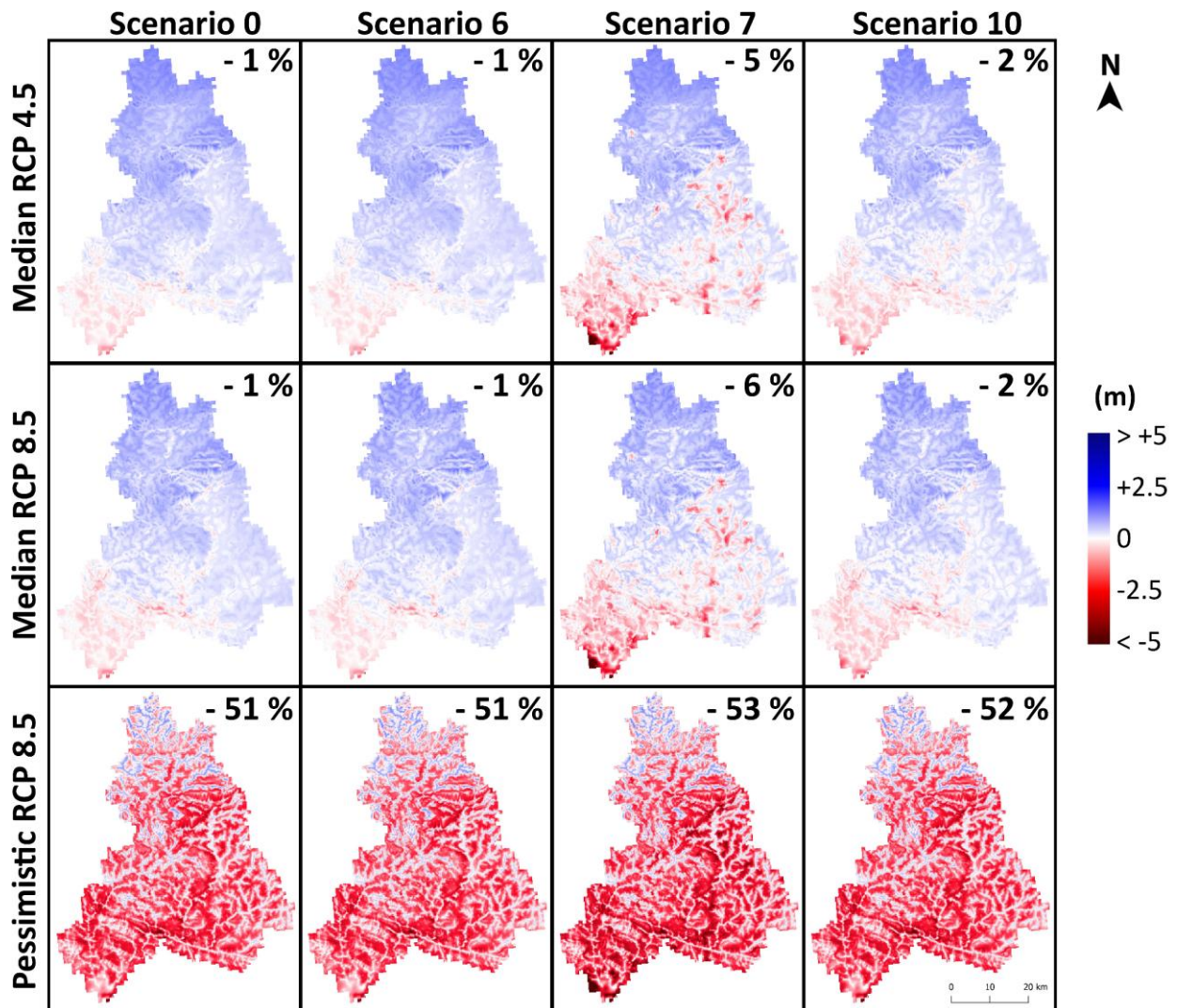


Figure VII.14 Difference of average annual GW elevation between 2006-2020 and 2060-2070 over three climatic projections and four prospective scenarios. Proportions reported correspond to the resulting potential reduction of existing wetlands due to a disconnection (> 0.5 m decrease) with the water table.

When comparing with topography (Fig. VII.4.a), the slight increase in annual GW table level reported in the projections mostly concerned the upstream part of the basin. In this region with orographic precipitations, this could be a result of increased winter precipitation in climatic projections, which would likely allow a larger recharge in these high topographic areas compared to historical records. Similarly, the differences in GW level allowed making out part of the hydrographic network on the maps, whereby the lowest topographic areas of the watershed, along which the main rivers flow (i.e. valley bottoms, down the slopes), experienced almost no changes. This result was relatively consistent across the different prospective scenarios and climatic projections, and indicates that the main alluvial GW tables may, to certain extent, still be able to sustain streamflow. However, many uphill tributary streams and

springs may become intermittent or completely disappear, due to a disconnection with the water table (i.e. seasonally in the best case and permanently in the worst case scenario).

In the same way, we measured the area of existing wetland cover that may disappear because of a disconnection with the water table over the watershed. To do so, we estimated the wetland area where GW table experienced an annual decrease greater than 0.5 m. Although this threshold was arbitrary chosen, we estimated that vegetation from wetlands (that require permanently waterlogged conditions) would not be able to remain, leading the habitats to naturally evolve towards drier ecosystems (e.g. grasslands, woodlands). Using such threshold, the decrease in wetland cover was relatively moderate (1-6 %) under median RCP4.5 and RCP8.5 climatic projections, mostly occurring under Scenario 7. Finally, in the most pessimistic climatic projection, more than 50 % of wetlands cover was at risk of disappearing, mostly because of changing climatic conditions, and secondarily because of urban sprawl (only 2 % of difference between Scenario 0 and Scenario 7). In the end, these results further highlighted the potentially strong impacts from climate change, but also the availability of levers for action at local scale in order to limit these impacts.

VII.3.3.4 Characterisation of agricultural droughts

Potential agricultural droughts were characterized by measuring spatial changes of summer soil wetness (i.e. July-August-September) across the Scorff and Blavet watersheds between 2006-2020 and 2060-2070 (Fig. VII.15). Only fractions of forest, grasslands and crops were taken into account, considering that soil moisture does not apply to water and sealed (i.e. urban) areas. Then, slight differences were observed among prospective scenarios. Scenario 10 tended to exhibit slightly higher decreases of SWI under median RCP4.5 and RCP8.5 climatic projections compared with other scenarios. This may be, in part, spatially correlated to the larger increase of forest cover that occurred in this scenario, likely leading to higher evapotranspiration rates. On the other hand, SWI was more significantly affected by climate, with expected decreases of 0-20 %, 20-40 % and 40-60 % of soil moisture under median RCP4.5, median RCP8.5, and pessimistic RCP8.5 climatic projections respectively. Such changes would likely pose serious problems to agriculture and natural ecosystems (e.g. forests, woodlands). In most scenarios, the southern areas of the watershed seemed more affected than the northern part, which is also relatively consistent with observed changes of GW level.

Then, we attempted to characterize the temporal evolution of potential agricultural droughts by averaging SWI monthly over the entire watershed and over successive decades (Fig. VII.16). Again, little differences were observed among the prospective scenarios, while the main differences occurred under changing climatic conditions. Whatever the climatic projection, the mean SWI decreased with increasing decades during the summer periods. Another observation

was also that, with increasing decades, the droughts tended to start earlier (up to one month) and last longer (up to one month) than during historical period, and this difference was further increased under pessimistic climatic conditions. Simulated SWI for the year 2022 was also included for comparison, as precipitations and temperatures were similar to observed values (cf. Fig. VII.11). Only the pessimistic projection exhibited similar values in 2050-2070. On the other hand, future values averaged one decade (vs. one year in 2022), therefore it is likely that worse situations could be observed during extreme years. These results highlighted the potentially strong impacts from changing climate but did not allow identifying significant levers for action.

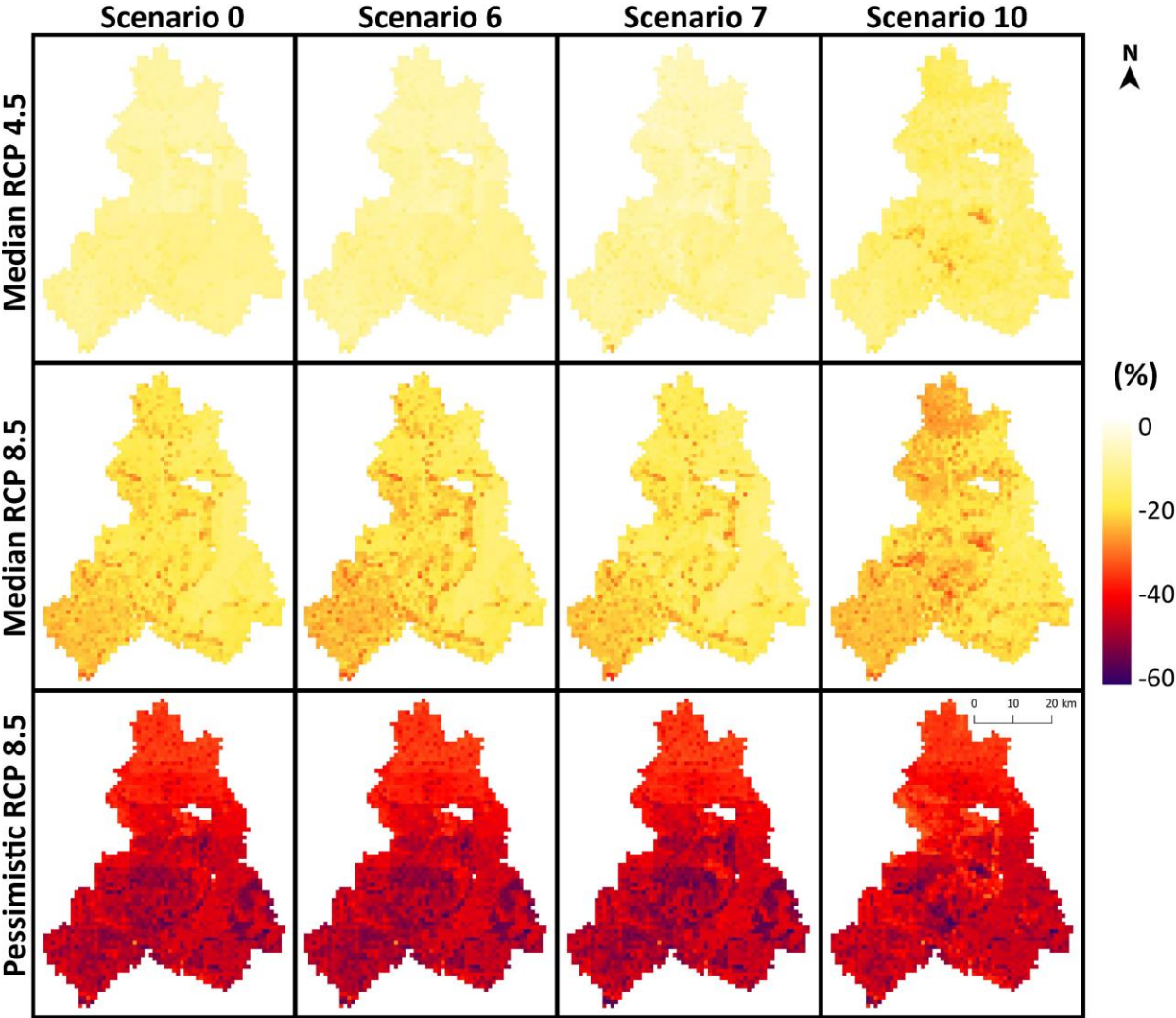


Figure VII.15 Difference of average SWI for forested and agricultural lands during summer period (July-August-September) between 2006-2020 and 2060-2070 over three climatic projections and four prospective scenarios.

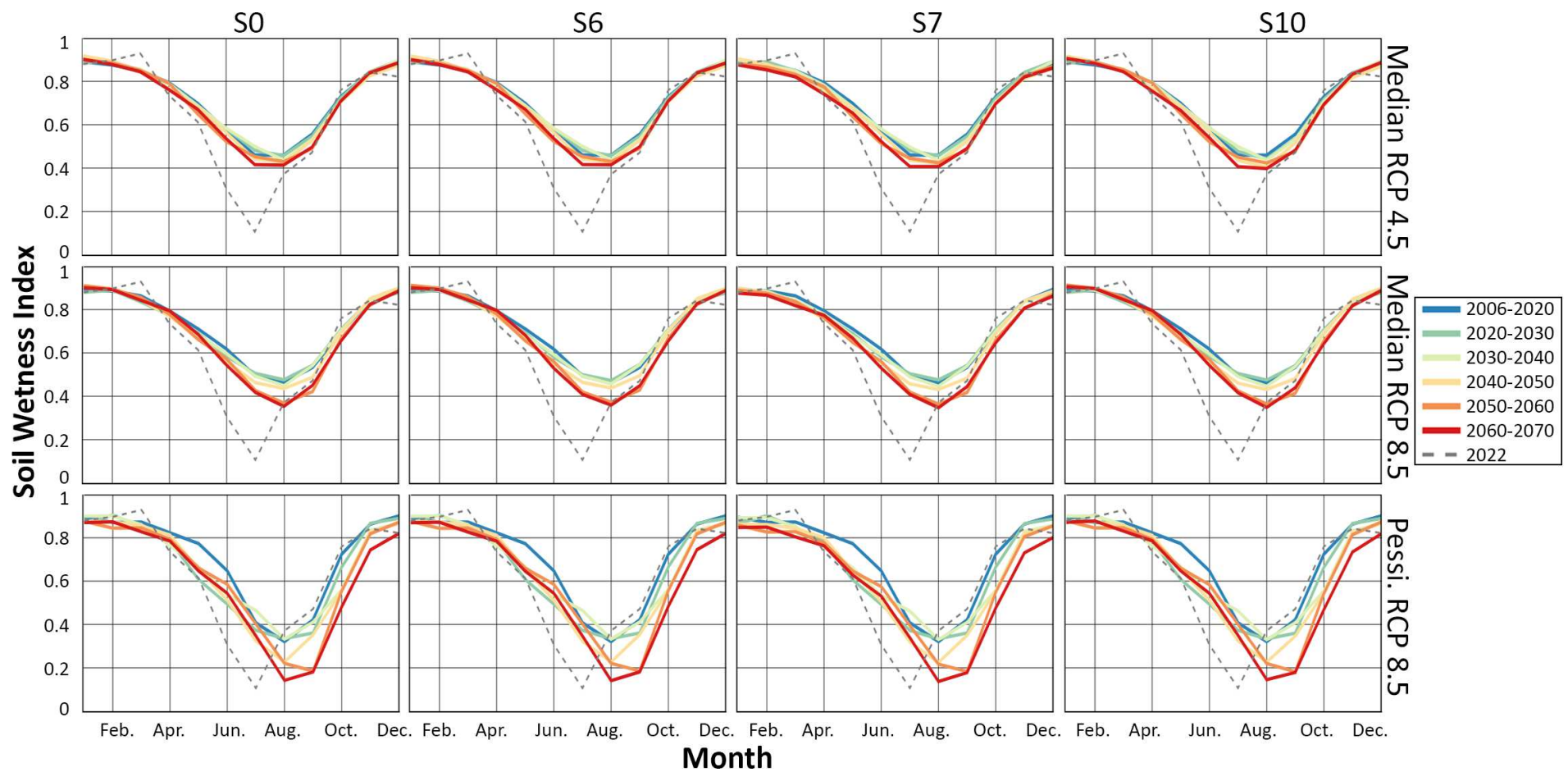


Figure VII.16 Evolution of average monthly SWI across the Scorff and Blavet watersheds among successive decades based on three climatic projections and four prospective scenarios. The grey dashed line represent values for 2022 (simulated from the most pessimistic RCP8.5 projection) and is included for comparison. Soil moisture is at saturation when SWI tends towards 1 and is under water stress when it tends towards 0.

VII.3.4 Limits of the modelling approach

VII.3.4.1 Dealing with uncertainties

Many uncertainties were observed among the different climatic projection, especially regarding precipitations. These uncertainties may arise (1) from the global scale hypotheses at the base of socio-economic scenarios (RCP), and (2) from climate models themselves, depending on their conception, the inputs used, and the processes simulated. In particular, the climatic extremes, as well as the evolution of precipitations, are relatively difficult to quantify because of their variability (e.g. [Jouzel et al. 2011](#); [Météo France 2021](#)). Uncertainties are also associated with each step of downscaling towards regional models, along with applied bias corrections.

In the end, the internal natural variability of climate is one of the biggest uncertainties. Even without human-induced modifications, climate fluctuates at every scale in a relatively random way. Already complex for meteorological forecast, it is even more difficult for the models to anticipate the evolution of meteorological conditions at small spatial and temporal scales, such as anticyclones (which strongly affect meteorological droughts) over decadal time scale without any observations for validation. This leads projections to exhibit relatively heterogeneous evolutions of precipitations across Europe, with likely an increase of precipitations in northern countries and a decrease of precipitations in southern countries ([EEA 2014](#)). However, the evolution is relatively hard to establish along a clear gradient, and for areas located in-between these two extremes, great uncertainties remain regarding future precipitations. This is particularly the case of the Brittany region, which is right at the interface between the limit of northern Europe (i.e. more precipitations) and the limit of the Mediterranean basin (less precipitations). In addition, the oceanic climate of Brittany makes even more complex meteorological and climatic projections at local scale. This led to wide variability in climatic projections among models, some projections being very wet or, in contrast, very dry.

In order to account for these uncertainties, all available models were used to represent the dispersion of simulated climatic projections and provide a better estimation of future climate. However, it seems that the wide variability of the models was not best represented using median values, which greatly smoothed the projections and did not allow outlining clear breaks. This is likely because extreme events, such as droughts, happen during different years among models (e.g. a similar event could occur in 2051 in one model, and in 2048 in another one), so that in the end the median values are not able to capture these possibilities. For instance, from 2006 to 2070, median values from RCP4.5 and RCP8.5 were never able to reproduce extreme conditions observed in 2022, at least regarding cumulated precipitations (Fig. [VII.11](#)). Therefore, although the hypotheses at the base of the RCP scenarios may become unrealistic, it is very likely that using median projections of models from these scenarios may be overly

optimistic. In this context, using the most pessimistic model for comparison was likely a good option in order to illustrate the impact of extremes on the system. The objective of this projection was therefore to plan for the “worst case scenario”, keeping in mind that the situation may be even worse. In any case, dealing with these uncertainties likely requires other types of analysis in order to extract adequate metrics.

VII.3.4.2 Model predictability on both surface water and groundwater

In this study, it was relatively complicated to define model parameters that would allow good predictive power on both streamflow and GW level. This seems to be a common problem in hydrological modelling studies. In our case, we overcame this issue by calibrating the model on streamflow, and then only looked at the spatial and temporal differences in GW values. On the other hand, a better prediction of GW table would require a complexification of the aquifer system, refining with geological heterogeneities and potential thickness variations. In any case, this highlights that it may not be possible to apply identical GW parameters over such large area, as the geological context necessarily varies greatly at this scale, along with the properties of the aquifers.

VII.3.4.3 Coupling land cover modelling with social aspects and hydro-climatic modelling

The modelling of land cover remained relatively simplistic in this study, as the aim was only to assess the hydrological impacts of simple objectives (e.g. a surface to urbanize). The evolutions were simulated randomly and did not take into account many human factors (e.g. farm size, land property, agricultural practices, socio-economic model). On the other hand, a more accurate approach taking all of these aspects into account would require considerable amount of time in order to gather the necessary information (up to farm scale) across a watershed covering over 2500 km². Finally, another improvement could be to implement feedback loops between hydrological and land cover models, in order to link changes in GW level and soil moisture with changes of vegetation across the watershed. But again, the benefits from such development should be traded-off against its cost in order to identify what is best-suited to the objectives of the study.

VII.3.4.4 The identification of adequate indicators for local stakeholders

Another difficulty was to identify which indicators could be the most appropriate to local stakeholders. Hundreds of outputs can be generated from the CWatM model, and it was necessary to make a choice. In this study, we assumed that metrics regarding precipitations, temperatures, streamflow, GW level and soil moisture would be adequate to illustrate the potential evolutions of meteorological, hydrological and agricultural droughts. However, the pertinence of these metrics could have been also broached during participatory workshops, in

order to allow local stakeholders to express what their real needs were. In addition, the effect of land cover change was not always perceived from a hydrological perspective. Especially, in most of prospective scenarios, urban growth mostly occurred on coastal areas, which was either not included in the watershed, or was near the outlet and therefore did not translate into hydrological metrics significantly. In addition, the model was not fully parameterized in order to take into account accurate effects of land cover change on evapotranspiration, and especially the difference between grassland, crops, and even between types of crops themselves. A deeper analysis regarding these issues may allow identifying compromises and levers for action in order to limit future risk of drought across the watershed.

VII.4 Conclusion

This study successfully translated participatory-built prospective scenarios into quantitative land cover and hydro-climatic modelling. This allowed exploring potential future meteorological, hydrological and agricultural droughts within the Scorff and Blavet watersheds. The model used proved to have relatively good predictive capabilities on streamflow and on average GW level (although the amplitude of the GW seasonal cycle was overestimated). Soil moisture was also explored, although validation of simulated values was impossible, since historical observations were not available. As expected, climate forcing generally projected an increase of temperatures and a decrease of precipitations, which strongly affected hydrological changes, and therefore droughts. For this reason, the hydrologic future of this territory (such as other territories around the world) depends upon a host of climatic factors on which local societies have little control, such as: (1) the future greenhouse gas emissions at global scale; (2) the climatic response to the increase of greenhouse gases; and (3) the exact consequences of this climatic changes on meteorological droughts locally. Projected changes remain highly uncertain, especially in this region of the world at the boundary between northern Europe (expected to experience increased precipitation) and the Mediterranean basin (expected to experience decreased precipitations). Despite these uncertainties, we were still able to constrain expected impacts of different climatic projections on the surface and subsurface hydrologic characteristics within a plausible range at the watershed scale.

On the other hand, outputs also significantly varied depending on different prospective scenarios, suggesting that levers for action are possible. These conclusions were particularly observed on streamflow and GW level, while soil moisture tended to be almost exclusively affected by climate, although this may also result from limits of our modelling approach. Therefore in the end, several political factors offer important leeway at local scale in order to attenuate the effects of climate change. First, composing most of the territory, the evolution of agriculture will be predominant. Although not fully investigated in this study, the amount of

grassland, the choice of crops, the implementation of agroecological practices (soil conservation especially), will be essential for the infiltration of water into soils and aquifers during wet periods. Second, this study clearly illustrates the impacts of urbanisation and its subsequent soil sealing which reduces GW recharge and increase surface runoff. Reducing this phenomenon will be greatly required to limit the impacts of climate change (regarding both droughts and floods), along with many other nature-based solutions regarding land cover (e.g. [UICN Comité français 2019](#)). Although it was not investigated in this research, reducing urban sprawl and soil sealing would also be critical in order to mitigate the effects of heat waves and associated micro-climatic urban heat islands.

Third, climate change will impose to seriously reduce water withdrawals (for domestic, industrial or agricultural demand) in order to avoid water shortages and significant impacts to aquatic ecosystems. This seriously question the carrying capacity of the territory in terms of population (regarding both residents and tourists), but also the individual consumptions, as a recent study highlighted that unsustainable water use by the elite (i.e. for lawn, swimming pool) can exacerbate urban water crises at least as much as climate change or population growth ([Savelli et al. 2023](#)). And finally, some technological solutions may, under certain circumstances, allow reducing net withdrawals, including the reuse of waste water, the storing of surface water (although it is preferable to store water in soils and aquifers), and the reduction of leaks in water pipes. Therefore, in the end, these results did not provide properly knew information regarding possible levers for action, but they confirmed their efficiency applied to this specific territory. It may now be interesting to explore how these results could be used to support decision-making processes, allowing stakeholders to identify desirable futures based on the different possibilities, which will be explored in the final chapter of this thesis.

CHAPITRE VIII

LA DÉMARCHE « EAU ET TERRITOIRE » : LIGNES DE FORCE, LIMITES ET PERSPECTIVES

Résumé

La démarche « Eau et Territoire » développée dans le cadre de ce projet de thèse avait pour ambition de répondre à trois enjeux : cohérence, participation, et planification. Dans ce contexte, ce chapitre vise dans un premier temps à *dresser un bilan* du processus de participation tel qu'il a été réalisé au cours de cette thèse, à travers les types d'expérience auxquels les participants ont été confrontés, et la mobilisation des participants. *Dans un second temps, l'objectif est d'analyser* le processus de co-construction des expertises autour de la modélisation des socio-hydrosystèmes, à travers des questionnements sur les limites d'une temporalité projetée, la traduction par les objets de médiation, l'interdisciplinarité scientifique et le dialogue science-société. Enfin, à partir du retour d'expérience de cette première mise en œuvre, ce chapitre explore différentes perspectives qui s'offrent aujourd'hui pour transférer cette méthode en dehors du cercle académique.

Malgré quelques difficultés, la démarche a fortement intéressé les participants. Si une majorité d'entre eux possédait la plupart des connaissances discutées, la démarche a permis la création d'un espace de dialogue entre personnes de milieux très différents. Plus précisément, cela a permis de faciliter la construction d'un langage commun sur l'eau qui puisse être accessible au plus grand nombre d'acteurs sociaux, permettant d'accroître la capacité de chacun à composer avec différentes perspectives et, en particulier, de concevoir les problèmes de manière systémique et transversale. Un enjeu serait à présent de consolider la méthodologie élaborée en (1) explorant certains points sous-évalués du programme initial, mais qui paraissent essentiels (traduction des résultats de modélisation en évolution paysagère), et (2) en testant la méthodologie suivie dans des contextes (géographiques, sociaux, climatiques) différents afin d'en renforcer la robustesse. Un autre enjeu serait également de permettre à la démarche de se désolidariser, en partie, des chercheurs qui la portent. Au final, c'est toute une méthodologie participative d'aide à la décision autour de la gestion de l'eau qui pourrait ainsi être transférée auprès des acteurs de l'eau et des usagers. Cela permettrait de fournir des outils de gestion intégrée de l'eau alors que les gestionnaires reconnaissent leurs difficultés à adopter une démarche intégrative (pourtant inscrite dans les textes réglementaires) en raison, en particulier, de l'absence d'outils et de savoir-faire.

CHAPTER VIII

THE “WATER AND TERRITORY” APPROACH: STRENGTHS, LIMITS AND PERSPECTIVES

Abstract

The “Water and Territory” approach developed during this research project aimed at answering three needs: planning, consistency, and participation. In this context, this chapter first aims at providing feedbacks regarding the participatory process carried out during this study, through the types of experiences experienced by the participants, as well as through the process of mobilizing participants itself. Secondly, the aim of this chapter is to analyse the process of co-construction of expertise around the modelling of social-hydrological systems, through the questioning of the limit of a projected temporality, the translation of modelling results through mediating objects, the scientific interdisciplinarity, and the science-society dialogue. Finally, based on the feedbacks from this first implementation of the approach, this chapter explores different perspectives offered to transfer it outside of academic circles.

Despite several difficulties, participants have been relatively interested in the approach. Although the majority of them already knew most of the knowledge discussed, the approach favoured the creation of a space for discussion between persons from very different backgrounds. More precisely, it allowed facilitating the construction of a common language around the water question that could be used by a large number of stakeholders, allowing strengthening the ability of participants to compose with different perspectives, and to conceive the problems through a systemic and transversal view. One of the objectives now would be to strengthen the approach by (1) exploring underevaluated questions that are essential (e.g. translation of modelling results into landscape changes), and (2) testing the approach under different contexts (i.e. geographical, social, climatic) in order to strengthen its robustness. Another objective would be to allow the approach to emancipate itself from the researchers currently carrying it. In the end, this is a full participatory methodology supporting decision-making processes around water management that could be transferred to local stakeholders and water users. It would allow providing integrated water management tools while managers experience difficulties in adopting such integrative approach due to an absence of tools and appropriate methods.

VIII.1 Introduction

L'année 2022 aura permis une prise de conscience des enjeux autour de la gestion de l'eau. Certes, cette prise de conscience est tardive, mais elle a mis en lumière la vulnérabilité des territoires, alors que 97% de la France métropolitaine s'est retrouvée en alerte sécheresse avec des limitations effectives sur les usages. Le nouveau contexte hydrique qui se met en place touche ainsi l'ensemble du territoire national, soulignant la nécessité de sortir d'un référentiel extractiviste découlant d'une situation où l'eau était abondante, afin d'intégrer une approche plus systémique de l'eau comme condition du Vivant. Qui plus est, la diminution de la disponibilité en eau multiplie les tensions dans l'espace public entre les différentes catégories d'usagers, alors même que l'eau est à partager entre les humains, les non-humains et les écosystèmes. Bien que ces tensions ne soient pas récentes (cf. le décès de Rémi Fraisse en 2014 à Sivens²⁶), leur fréquence semble augmenter, comme en témoignent les récents conflits autour de retenues collinaires pour assurer l'enneigement de stations de ski²⁷, les controverses de l'été 2022 concernant l'arrosage des golfs²⁸, ou bien encore, plus récemment, les affrontements autour des projets de retenues de substitution pour l'irrigation agricole²⁹. Ces exemples montrent, tout d'abord, l'absence de consensus concernant les modalités de gestion de l'eau, ainsi que le besoin de dialogue et de concertation afin de traiter ces questions cruciales et « d'engager une réflexion démocratique sur le partage de l'eau »³⁰.

La démarche « Eau et Territoire » développée dans le cadre de ce projet de thèse avait pour ambition d'apporter des pistes de réflexion à ces questions en prenant en compte le caractère systémique et transversal des enjeux de l'eau dans le contexte des changements globaux. La question au centre de cette démarche concernait la modélisation de la ressource en eau pour permettre le passage d'un mode de gestion d'une ressource en eau conçue comme abondante à une gestion sous contraintes par les évolutions hydroclimatiques et ses conséquences sur les systèmes sociaux et les écosystèmes. Cette question est posée, à la fois, par : (1) les communautés scientifiques des sciences de l'eau ; (2) les élus et gestionnaires de l'eau qui sont appelés, de plus en plus souvent, à anticiper les changements hydroclimatiques (dans les documents de planification) et à gérer les tensions générées par des stocks d'eau en diminution ; ainsi que (3) la société civile, dont certaines associations, ayant comme mission la sensibilisation à la gestion de l'eau, cherchent des outils pour la faciliter. Afin d'y répondre, la

²⁶ <https://www.humanite.fr/planete/remi-fraisse/remi-fraisse-vingt-et-un-ans-tue-parce-que-il-manifestait-555818>

²⁷ https://www.lemonde.fr/planete/article/2022/10/25/a-la-clusaz-suspension-de-la-construction-d-une-retendue-collinaire-destinee-a-assurer-l-enneigement-de-la-station_6147268_3244.html

²⁸ <https://reporterre.net/Arrosage-des-golfs-malgre-la-secheresse-les-derogations-pleuvent>

²⁹ https://www.lemonde.fr/planete/article/2023/04/01/sainte-soline-retour-sur-un-affrontement-et-ses-zones-d-ombre_6167860_3244.html

³⁰ https://www.lemonde.fr/planete/article/2022/08/14/il-faut-engager-une-reflexion-democratique-sur-le-partage-de-l-eau_6137999_3244.html#xtor=AL-32280270-%5Btwitter%5D-%5Bios%5D

démarche adoptée était: (1) interdisciplinaire par l'implication de chercheurs issus des sciences naturelles et sciences humaines et sociales (SHS) ; et (2) transdisciplinaire et participative par l'implication des usagers, des gestionnaires et des élus, posant la question de leur mobilisation, des modes de traduction, de médiation et de représentation des connaissances.

Dans ce contexte, ce chapitre vise à identifier les points saillants de cette démarche dans l'objectif de pouvoir la reproduire. Il s'agit d'identifier, à la fois, les lignes de force de cette méthode et ses limites. Deux dimensions seront plus particulièrement discutées. Dans un premier temps, nous interrogerons le processus de participation tel qu'il a été réalisé au cours de cette thèse, à travers les types d'expérience auxquels les participants ont été confrontés (Zask 2011) et la mobilisation des participants. Dans un second temps, nous analyserons le processus de co-construction des expertises autour de la modélisation des socio-hydrosystèmes, à travers des questionnements sur les limites d'une temporalité projetée, la traduction par les objets de médiation, l'interdisciplinarité scientifique et le dialogue science-société. Enfin, dans une dernière partie, nous dessinerons les perspectives qui s'offrent aujourd'hui pour transférer cette méthode en dehors du cercle académique.

VIII.2 La démarche participative

Les ateliers participatifs mis en œuvre dans le cadre de la démarche « Eau et Territoire » ont permis de rassembler un ensemble varié d'environ cinquante personnes durant les trois temps proposés (l'ensemble des personnes n'ayant pas nécessairement participé à la démarche en intégralité). Ces ateliers ont été une occasion d'échanges et de partage de connaissances et de points de vue sur les problématiques environnementales et l'eau. L'objectif ici est d'analyser les points saillants de cette démarche à partir des trois types d'expérience de la participation : (1) prendre part ; (2) apporter une part (contribuer) ; et (3) recevoir une part (bénéficier). Selon Zask (2011), la combinaison de ces trois expériences de la participation permet aux individus d'être reconnus à part entière alors que leur séparation serait vécue comme une source d'injustice. Enfin, nous reviendrons sur les conditions de mobilisation des participants et sur les difficultés rencontrées.

VIII.2.1 Prendre part

Cette première expérience de la participation renvoie à la sociabilité des individus, c'est-à-dire aux caractéristiques que les relations entre les individus prendront tout au long de l'expérience participative. Cette sociabilité renvoie au plaisir pris à la compagnie des autres et repose sur des relations de réciprocité entre des personnes qui se considèrent comme des égaux (Zask 2011). Tout au long des trois ateliers une attention a été portée à cette dimension. Deux éléments ont été particulièrement présents dans l'organisation des ateliers.

Tout d'abord, l'enjeu était de proposer un lieu convivial dans lequel les participants se retrouveraient entre égaux. C'est ainsi que les deux premiers ateliers se sont tenus à Lorient à « La Colloc », un espace de travail collaboratif offrant un lieu écoresponsable pour mener réunions, séminaires et autres évènements. Le choix de cet espace s'est fait afin de sortir du cadre de réunions au sein de lieux plus « conventionnels », comme les salles de réunion de l'intercommunalité, marquées par ailleurs par l'autorité du politique alors qu'il existe des conflits autour des enjeux de l'eau sur ce territoire. Ainsi, le choix de ce lieu visait à offrir un espace de rencontre le plus chaleureux possible (Fig. VIII.1), afin de permettre aux participants de bénéficier d'un cadre propice à des échanges apaisés, en dehors de l'autorité du politique qui aurait hiérarchisé les points de vue en raison, en particulier, de la présence des quelques élus locaux. Par ailleurs, il était également nécessaire que le cadre ne renvoie pas à une formalisation des échanges que l'on peut trouver dès lors que les individus se situent dans des situations d'apprentissage sous l'autorité de « sachants ». Ainsi, le deuxième élément déterminant dans l'organisation de ces ateliers a été de trouver un mode d'organisation qui permette à tous les participants de prendre part aux débats entre égaux. Pour cela, les participants ont été regroupés par table de quatre à cinq personnes.



Figure VIII.1 Salle utilisée pour la tenue des ateliers 1 et 2 à « La Colloc » à Lorient.

Pour le premier atelier, portant sur la construction de connaissances communes, les participants avaient été volontairement séparés entre acteurs « institutionnels » (élus, gestionnaires, associations, Chambre d'agriculture...) et citoyens du territoire : un atelier composé de citoyens le 2 mai 2022, et un atelier composé d'acteurs institutionnels le 3 mai 2022. L'objectif était de pouvoir réunir l'ensemble des acteurs à partir du second atelier (les 4 et 5 mai 2022). Cependant, si ce choix visait à permettre de réduire le risque d'asymétrie de connaissances entre ces deux groupes d'acteurs lors du premier atelier, un certain nombre

d'acteurs institutionnels ont regretté l'absence de « non-spécialistes » dès ces premiers échanges. Dans tous les cas, les personnes présentes ont apprécié de pouvoir se rencontrer autour d'une table et discuter. A noter que pour l'atelier d'acteurs institutionnels, la répartition des participants autour des tables avait été imposée de manière à maximiser la diversité d'acteurs. S'est également posée la question de l'horaire de l'atelier, faisant l'hypothèse que les acteurs institutionnels seraient certainement plus disponibles en journée, contrairement à des citoyens qui seraient probablement plutôt disponibles en soirée. En conséquence, un horaire de 14h à 17h a été choisi, principalement du fait que le lieu où nous souhaitions mener les ateliers (La Colloc) ferme ses portes à 18h. Un atelier en soirée aurait donc impliqué de trouver un autre lieu. Au final, le choix de ce lieu, comme l'organisation des ateliers, ont semblé répondre aux objectifs. En effet, les participants ont souligné la convivialité de la salle et la facilitation des échanges que cela leur a procuré.

VIII.2.2 Apporter une part

Dans ce deuxième type d'expérience, il s'agit de comprendre comment les apports personnels remodelent les relations entre les participants tout en contribuant à définir un commun. En effet, pour qu'un participant soit contributeur, il est nécessaire qu'il soit convaincu qu'il peut façonner le commun qui n'est pas le fruit d'un accord simplement intellectuel, mais qui résulte d'un accord sur les activités et pratiques (Zask 2011). Cet accord est façonné au cours des débats et ne préexiste pas aux positions que les participants ont pu prendre par ailleurs. Ainsi, à une même table, lors des deux premiers ateliers ont pu cohabiter un représentant de l'association environnementaliste « Eaux et Rivières de Bretagne » et un élu de la Chambre d'Agriculture sans que cela gêne, ni les discussions, ni la possibilité d'accord. Dans cette section, nous exposerons les lignes de force de ce commun qui a pu être créé au cours des deux premiers ateliers.

Concrètement, lors du premier atelier, les échanges autour du jeu sérieux ont porté sur le constat que la situation était tendue dans le territoire de Lorient Agglomération (LA) ; d'autant que l'atelier s'est déroulé alors que venait de tomber un arrêté sécheresse pour le département du Morbihan. Les discussions se sont rapidement orientées vers des questions plus larges portant sur le territoire et ses dynamiques. Certains participants ont interpellé sur la raréfaction de l'eau et le risque de pénurie à venir, suscitant des sentiments de peur face à l'avenir et la réalité du changement climatique :

« Aurons-nous la capacité de répondre à la demande ? »

Différentes solutions sont réfléchies au sein des services de l'agglomération pour accéder à la ressource nécessaire, comme effectuer des forages pour puiser dans les ressources

souterraines, ou bien aller chercher de l'eau ailleurs, selon l'argument qu'on trouvera toujours de l'eau quelque part s'il en manque ici, ainsi que la nécessité d'adapter les prélèvements. Le constat est également fait de modes de vies poussant à consommer de l'eau d'une manière égoïste sans se préoccuper de sa répartition, que ce soit au niveau individuel ou au niveau des territoires. Certains usages en eau interpellent, comme les douches sur la plage, l'arrosage des golfs, l'irrigation, les piscines individuelles. Sa raréfaction va rendre inévitable de se poser la question de son partage :

« Lorsqu'il y aura vraiment moins d'eau dans le Blavet, il faudra se mettre autour d'une table pour discuter. »

D'autres remarques ont porté sur le partage de l'eau et sur la justice ou l'injustice que ces règles de partage pourraient créer :

« Comment partager l'eau au mieux ? Entre qui ? Avec quelles règles (et qui les définit) ? »

« Il y a une problématique de solidarité amont-aval, campagne-ville. Quelle légitimité d'imposer des restrictions à des communes situées en amont/zone rurale pour des usages situés en aval/zone urbaine ? »

Les constats convergent également concernant le fait que la gestion de l'eau est effectuée d'une manière peu transversale, au sein d'acteurs qui ne sont pas toujours en lien :

« On fonctionne en silo ! Les informations ne circulent pas ! »

« L'eau est le dernier facteur pris en compte dans les réflexions sur le développement du territoire ! »

Les gestionnaires ont également évoqué avoir besoin de plus de relations entre acteurs concernés :

« On ne connaît pas la réalité des autres. Pourtant, on a besoin de connaître leurs logiques. »

Il a aussi été fait le constat que la société civile n'était pas assez associée. D'ailleurs, les participants de l'atelier du 2 mai, regroupant uniquement des citoyens (supposés « moins-spécialistes »), ont appris beaucoup de choses concernant la gestion de l'eau et ont apprécié de découvrir d'autres réalités :

« Il y a plein de choses auxquelles je n'avais pas pensé ! Je trouve passionnant de discuter de tels sujets. »

Une partie des échanges aux différentes tables a également porté sur le rôle des acteurs politiques dans la gestion de l'eau. Le manque de transversalité dans les politiques relatives à

l'eau a été discuté. Une meilleure transversalité permettrait d'aborder les problématiques d'une manière plus globale, de résoudre cette déconnexion vécue entre les politiques de développement du territoire et la disponibilité de la ressource en eau :

« *Comment faire pour qu'il y ait plus de transversalité dans les politiques publiques ?* »

« *Est-ce que ces questions préoccupent les autres élus, ceux qui ne sont pas là aujourd'hui ?* »

Plus généralement, une dualité Nature-Société a été souvent observée dans les discours des participants, à travers « soit le mythe d'une nature à l'équilibre qui serait perturbée par l'action humaine, soit le mythe d'un environnement vu comme naturel alors qu'il est construit, entretenu et maîtrisé depuis des siècles par les humains » (Robert 2016). En d'autres termes, dès lors que les participants ont débattu du lien entre la gestion de l'eau et les milieux naturels, cette dichotomie Nature-société est apparue comme un axe structurant les discussions alors qu'il a été remis en cause partiellement au cours du troisième atelier comme nous l'expliquerons dans quelques pages.

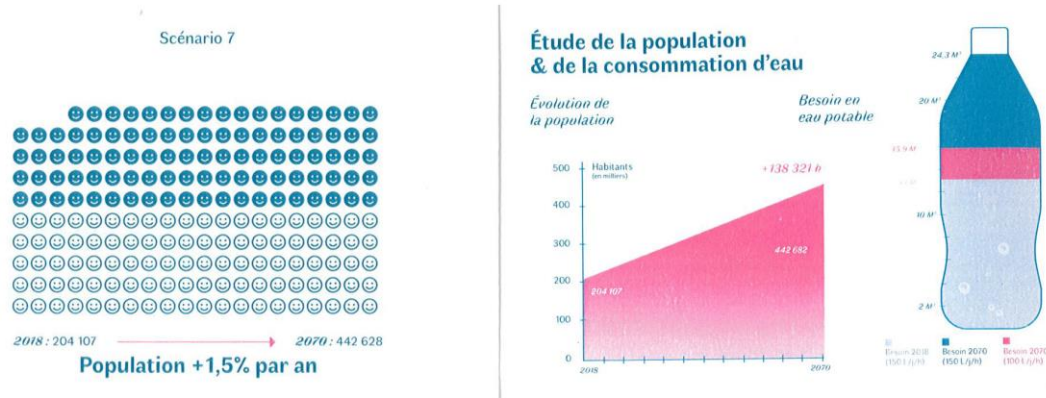
Au final, lors du premier atelier, une majorité de participants ont eu le sentiment de ne rien avoir appris, tandis que d'autres ont pu apprendre de nombreuses choses. Notamment, un résultat surprenant de cet atelier a été de constater que mêmes des acteurs issus de services ou structures administrativement déconnectés de l'eau (développement économique, urbanisme, habitat, ...) avaient une relativement bonne compréhension de l'hydrosystème et de ses enjeux. En revanche, là où il y a eu des acquis partagés, donc la construction de communs, concerne la lecture systémique du cycle de l'eau et des enjeux sous contraintes climatiques. Ainsi, le manque de transversalité observé ne serait pas nécessairement dû à un manque de connaissances, mais plus vraisemblablement à un manque d'espaces dédiés à la transversalité.



Figure VIII.2 Des participants lors de la mise en œuvre du jeu « Trajectoire Eau et Territoire » durant l'Atelier 1.

De ce fait, même les personnes ayant eu l'impression d'apprendre peu de choses sont malgré tout reparties avec des connaissances nouvelles concernant leur territoire, et, en particulier, vis-à-vis des autres acteurs de ce territoire et la manière dont ils perçoivent la problématique de l'eau. De fait, si le jeu sérieux ne permet pas forcément de transmettre de nouvelles connaissances directement via l'usage des cartes, il le permet indirectement à travers les échanges constructifs qu'il favorise, offrant une nouvelle méthode de compréhension du cycle de l'eau et des enjeux climatiques, ainsi qu'un espace de dialogue entre personnes de milieux différents (Fig. VIII.2). Echanger autour des enjeux de l'eau a permis d'aborder le besoin de transversalité, par exemple à travers les sujets d'alimentation, de transport, de démographie, de modes de vie, de tourisme, ou encore de métropole et d'espace rural. L'ensemble des participants, malgré leurs différences et les tensions pouvant les opposer, était d'accord sur le constat d'un besoin de transition socio-écologique à l'échelle du territoire.

Famille Démographie



Famille Urbanisation

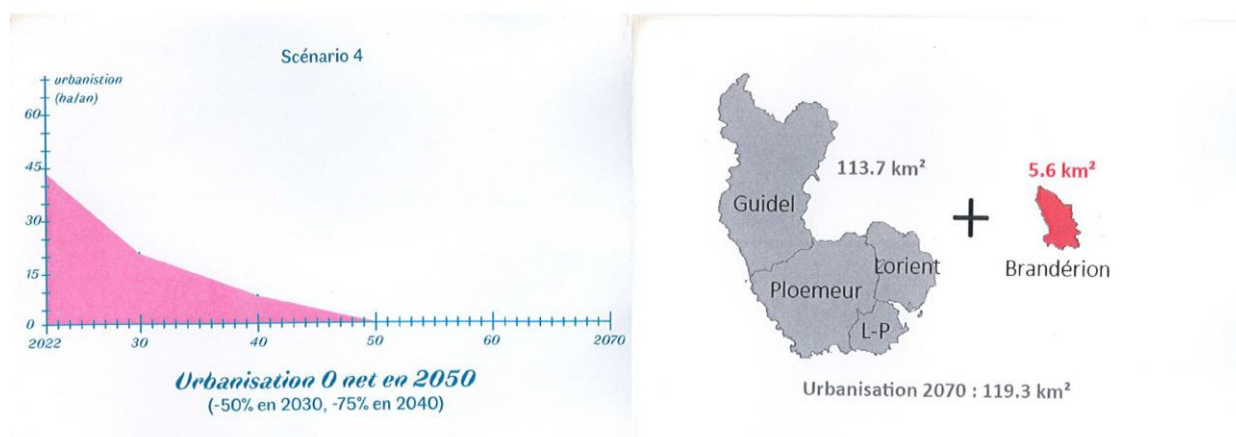


Figure VIII.3 Exemple du recto et verso de cartes utilisées pour représenter des hypothèses d'évolutions possibles.

L'objectif du second atelier était de construire des scénarios d'évolution du territoire à un horizon de cinquante ans, à partir d'un « jeu de quatre familles » (cf. Chapitre VII) : les cartes de chaque famille représentaient des hypothèses d'évolution possibles (Fig. VIII.3). Lors de cet

atelier, acteurs institutionnels et citoyens étaient regroupés par tables de quatre à cinq personnes, avec une répartition imposée de manière à diversifier les profils.

Avant le démarrage de l'atelier, des consignes ont été présentées, ainsi que quelques données contextuelles. Cela a engagé quelques discussions, notamment à propos de l'évolution du régime des eaux depuis 70 ans :

« Faut-il s'adapter à la situation actuelle ou chercher la reconquête de l'état naturel ? »

La dimension artificielle du cycle de l'eau a également été discutée, de même que la question de la raréfaction de la ressource à partir de l'échelon régional, et du poids des métropoles en recherche accrue d'eau. Des questions ont également porté sur ce qui pouvait être intégré dans l'approche de modélisation :

« Est-ce qu'il serait possible de modéliser le chemin de l'eau sur un bassin versant non anthropisé, pour voir l'impact de tous les aménagements sur l'eau ? »

« Est-ce que sera prise en compte la continuité écologique, et la présence de seuils ? »

Il a également été évoqué la difficulté à se projeter dans un horizon aussi lointain :

« L'urgence existe déjà aujourd'hui, une projection aussi lointaine paraît déconnectée de la réalité déjà vécue. »

Très peu de consignes furent données aux participants, l'objectif étant de les laisser travailler de la manière qu'ils souhaitent. La construction des scénarios s'est ensuite faite sur chaque table séparément, produisant des approches relativement différentes et pouvant être regroupées en deux catégories. Dans la première, les participants élaboraient tout d'abord un cadre général pour leur scénario, à travers la construction d'un narratif décrivant les grandes évolutions du territoire du fait de conjonctures plus larges (ex : impact de la guerre en Ukraine, rôle des politiques Européennes...). Ensuite, ils identifiaient parmi les hypothèses proposées celles qui traduisaient le plus vraisemblablement leur narratif. Dans la seconde approche, les participants identifiaient d'abord des hypothèses d'évolution possibles parmi celles proposées, puis ils traduisaient cette évolution en termes de narratif pouvant les expliquer. Certains groupes choisirent également de construire chaque scénario séparément, tandis que d'autres préférèrent élaborer un ensemble de scénarios cohérents les uns avec les autres (ex : scénarios optimiste, intermédiaire, et pessimiste). Enfin, un ensemble varié de photographies de paysages du territoire de LA (zones urbaines, zones agricoles, villages, prairies, zones humides, rivières...) était mis à disposition des participants afin de résumer visuellement l'évolution possible du territoire sous l'effet de chacun de leur scénario. La mise en œuvre de

ces différentes approches permit aux participants de construire entre un et trois scénarios par table, menant à un total de onze scénarios (cf. Chapitre VII).

Malgré l'absence de consignes, aucun scénario (combinaison d'hypothèses) identique n'a été produit. Il est ressorti que la dimension participative permettait de partager des concepts et construire des méthodes d'approches communes. Travailler sur des scénarios obligeait ainsi à faire preuve d'imagination, à se projeter dans le futur. Cependant, il a parfois été assez difficile pour les participants de se confronter à un tel exercice, qui ressemble presque à l'élaboration d'une histoire de science-fiction, tant elle nécessite de laisser libre cours à son imagination. On peut également noter qu'il a semblé difficile pour beaucoup de participants d'explorer des scénarios réellement de rupture. Toute tentative de développer un scénario déviant significativement de la tendance était souvent vu comme « non réaliste », « impossible » ou « utopiste », réduisant de ce fait l'exploration des futurs possibles aux seuls futurs probables. La présence de participants jeunes permit néanmoins l'élaboration de plusieurs scénarios de rupture, tel le scénario « Transition socio-écologique » présenté dans le Chapitre VII.

VIII.2.3 Recevoir une part

C'est le troisième type d'expérience de la participation vécue par les individus. Elle consiste à s'interroger sur ce qui bénéficie aux participants, sur ce qu'ils vont recevoir. L'objectif de cette expérience est de reconnaître l'individualité des participants en tant que contributeur à la définition d'un commun. Cette contribution au commun renvoie, pour le participant, à sa capacité à entretenir et augmenter ses capacités (Zask 2011).

Le troisième et dernier atelier, qui s'est tenu à Lorient le 15 décembre 2022, était ouvert à toutes personnes intéressées par la démarche, qu'elles aient participé ou non aux premiers ateliers. L'objectif était de permettre de présenter l'ensemble de la démarche, les scénarios réalisés durant le deuxième atelier, et surtout les résultats de modélisation obtenus. En d'autres termes, il s'agissait à travers cet atelier de « rendre » aux participants le commun qu'ils avaient construit lors des deux premiers ateliers. Au cours de cet atelier, nous souhaitions pouvoir toucher le plus de personnes possibles, et, pour ce faire, nous adapter aux différentes contraintes horaires. L'atelier s'est ainsi déroulé entre 14h et 19h, dans une salle du Palais des Congrès de Lorient (car La Colloc ferme à 18h), en deux temps différents.

VIII.2.3.1 Exploration des différents résultats avec les chercheurs (14h-17h)

Durant la première partie, les participants étaient invités, selon un format souple (à l'horaire de leur choix), à venir découvrir les résultats de la démarche, et réagir sur les grandes thématiques, en visitant un ensemble de cinq stands animés par des chercheurs (Fig. VIII.4). Tout d'abord, une première table visait à présenter l'ensemble de la démarche « Eau et

Territoire » et les objectifs et résultats des premiers ateliers. Il était notamment présenté aux participants une synthèse des scénarios prospectifs co-construit lors du précédent atelier. Bien que l'ensemble des scénarios fût disponible, pour des raisons de simplification, l'atelier de restitution a principalement ciblé les quatre scénarios évoqués dans le Chapitre VII (Scénarios 0, 6, 7, et 11). Cette table visait également à expliquer aux participants l'imbrication entre l'échelle de l'agglomération (de la démarche participative) et l'échelle des bassins versants (de la démarche de modélisation). Cela permettait de représenter la dépendance du territoire à ce qui se passe en amont du bassin versant. Les discussions ont notamment porté sur le rôle du barrage de Guerlédan (premier réservoir d'eau douce du département) sur les débits du Blavet.



Figure VIII.4 Des participants autour de la Table 4 « Paysages » lors de l'atelier de restitution en décembre 2022.

Une seconde table visait à offrir un espace où les participants puissent explorer les différents scénarios à travers des supports cartographiques (couverture des sols, humidité des sols...). A travers ce format, il a semblé assez difficile pour les participants de se représenter les changements et leurs conséquences. Au final, l'artificialisation des sols, même dans le scénario le plus pessimiste (Scénario 7), ne se traduit pas nécessairement par un contraste très marqué visuellement à l'échelle d'une carte. Pire, ce scénario inclut également une forte croissance des prairies au détriment des cultures, se traduisant visuellement par beaucoup de vert clair comparé à un scénario avec plus de cultures (couleur beige). Cela laissait supposer à certains participants que ce scénario était le plus souhaitable finalement. Ici, très nettement, l'objet de médiation n'était pas adapté, en raison principalement de l'ambiguïté des couleurs choisies pour la cartographie.

Une troisième table permettait de présenter les évolutions climatiques historiques ainsi que les projections futures. Il s'agissait de graphiques de précipitation-températures similaires à ce qui a été présenté dans le chapitre précédent. Les participants pouvaient ainsi constater qu'il va falloir s'habituer à avoir des températures plus chaudes et moins de précipitations. L'enjeu de cette table était également de pouvoir questionner les participants sur leur perception du changement climatique et les réactions que cela suscite. Très naturellement, l'expérience vécue de l'année 2022 a été très régulièrement abordée, suscitant certaines émotions face à la prise de conscience qu'un tel extrême pourrait devenir la norme d'ici une vingtaine d'années seulement. À différentes reprises s'est posée la question des solidarités interdépartementales, soulignant les limites des transferts entre bassins. Un autre point de discussion a également porté sur la capacité de projection des gens, et notamment les difficultés de se projeter en 2070. Et en particulier, pouvoir se projeter à une longue échéance semblait plus complexe pour des personnes relativement âgées (contrairement aux plus jeunes), ce qui pourrait contribuer à expliquer, très partiellement, la difficulté des décideurs (souvent âgés) à prendre la mesure du changement climatique. Cela pourrait également découler du fait que certaines personnes plus âgées n'ont pas la même perception que les plus jeunes, car s'estimant épargnées par les futurs changements.

Une quatrième table permettait d'explorer de manière plus sensible les évolutions du territoire en lien avec le changement climatique. L'ambition initiale de ce projet de thèse était de pouvoir traduire les résultats de modélisation en évolutions paysagères produits numériquement à partir d'un paysage actuel du territoire. N'ayant pas pu mener à bien cet objectif, une alternative fut proposée à travers l'utilisation d'analogies climatiques. Pour cela, nous avons recherché des zones en Europe présentant des caractéristiques géographiques (relief, géologie) similaires à la Bretagne, et dont le climat actuel correspond à ce à quoi pourrait ressembler le climat breton dans le futur. Cela a ainsi permis d'identifier certaines zones situées en Espagne et au Portugal, d'en extraire des images de paysages, pour ensuite les confronter à des paysages du territoire de Lorient Agglomération (Fig. VIII.5). Les paysages proposés présentaient également une certaine diversité de pressions anthropiques (urbanisation, agriculture...) qui permettait d'ajouter d'autres détails à l'analogie. Bien que cette représentation soit relativement arbitraire, l'objectif de cette table était de faire percevoir les changements possibles de manière moins abstraite, sous forme de sortes de « cartes postales du futur ».

L'utilisation de ce matériel photographique a été particulièrement appréciée par les participants, son côté visuel et concret permettant d'illustrer directement les changements attendus. Il a semblé, qu'à la fois, l'attachement et le jugement esthétique aient été pris en compte à travers cet exercice d'appréciation des paysages. Les participants ont, en particulier, réagi aux

couleurs dominantes des paysages (le bleu, le vert et le rouge). Ce qui a frappé notamment, c'est les différences dans la couleur de la végétation. En passant du vert au rouge, les paysages ont été associés à des zones plus désertiques, là où il y a moins de vie. Pour certaines personnes en revanche, des paysages rappelant la « Côte d'Azur » ne semblaient pas traduire un futur nécessairement non-désirable. Dans tous les cas, l'utilisation de paysages s'est montrée fructueuse, les participants s'impliquant fortement dans l'exercice, argumentant leur position pour arriver à des accords sur le paysage souhaitable.

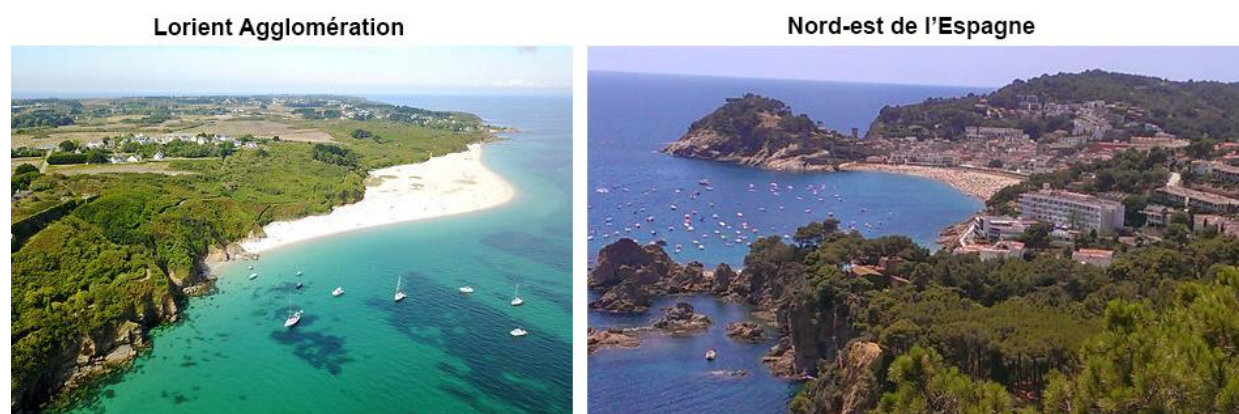


Figure VIII.5 Exemple d'analogie climatique utilisée pour illustrer les évolutions possibles du territoire.

Enfin, une dernière table visait à présenter les résultats de la modélisation hydrologique. L'objectif était d'expliquer le rôle d'un bassin versant (qui permet de stocker l'eau de manière transitoire), et de montrer l'impact des différents scénarios concernant l'avenir du territoire en termes de débits dans le Scorff et le Blavet. L'enjeu était de mettre en avant les capacités d'adaptation identifiées par les résultats de modélisation, et notamment en lien avec l'aménagement du territoire et les prélèvements d'eau. En particulier, le bassin versant semble être la meilleure solution pour pouvoir stocker de l'eau (400 Mm³, contre 5 Mm³ pour un ouvrage comme le barrage de Guerlédan). Cependant, l'artificialisation des sols et les pratiques agricoles réduisent les capacités de stockage. L'objectif de cette table était également de souligner les caractéristiques propres au territoire de Lorient (et breton en général), en particulier le contexte géologique et les différents temps de résidences de l'eau dans le milieu souterrain. La question du lien entre population et besoins en eau a également été évoquée, autour de l'idée que le « tout tourisme » est incompatible avec les réalités du changement climatique.

VIII.2.3.2 Soirée-débat autour des trajectoires souhaitables pour le territoire (17h-19h)

La seconde partie de l'atelier visait à mettre en place une démarche plus proche des modalités des précédents ateliers, à travers un travail par groupe de quatre à cinq personnes. L'objectif était, à partir de l'ensemble des avènements possibles, de définir collectivement un ou plusieurs

avenirs souhaitables pour le territoire, et d'engager les participants dans une dynamique où ils seraient partie prenante de la construction du territoire dans lequel ils voudraient habiter. Pour cela, chaque table disposait de l'ensemble des résultats présentés durant la première partie de l'atelier. De plus, cette partie de l'atelier visait à adapter l'outil « Trajectoire Eau et Territoire » à travers la première expérimentation de l'utilisation de cubes bleus pour représenter les quantités d'eau sur un bassin versant (Fig. VIII.6).



Figure VIII.6 Exploration des futurs possibles du territoire à l'aide d'un jeu sérieux.

Le plateau de jeu développé pour « Trajectoire Eau et Territoire » (cf. Chapitre VI) fut modifié pour inclure des cases correspondant à différents flux et stocks d'eau (précipitations, évapotranspiration, débit des rivières, apports souterrains, et prélèvements d'eau par les activités humaines, Fig. VIII.7). L'objectif était ensuite de laisser les participants déplacer les quantités d'eau transitant sur le bassin versant entre les différents compartiments, à partir des valeurs fournies par les résultats de modélisation traduisant des proportions spécifiques au territoire. Chacune des cases du plateau de jeu était proposée en deux exemplaires, de manière à pouvoir comparer les quantités d'eau correspondant à deux scénarios différents.

Pour mieux remettre en perspective les impacts des prélèvements, le choix a été fait de se situer lors de la période estivale (au 1^{er} juillet). Les participants se voyaient ainsi attribuer un « portefeuille d'eau », correspondant à la faible quantité d'eau apportée par les précipitations au cours de l'été, mais surtout à celle stockée en souterrain au cours des mois précédents (recharge). Il s'agissait, dès lors, de réussir à tenir l'été (jusqu'au 30 septembre) et à partager l'eau disponible entre les besoins anthropiques et les besoins des écosystèmes. Le but de cette jouabilité était de stimuler des discussions afin d'identifier le scénario le plus souhaitable et les leviers d'action possibles pour le territoire. Ce choix d'animation s'est avéré relativement parlant et concret pour les participants, malgré certaines limites discutées plus tard. En particulier, cela leur permettait de percevoir l'eau réellement disponible, une fois l'évapotranspiration soustrait aux précipitations :

« Ah oui, il y a tout ça qui repart ???! »

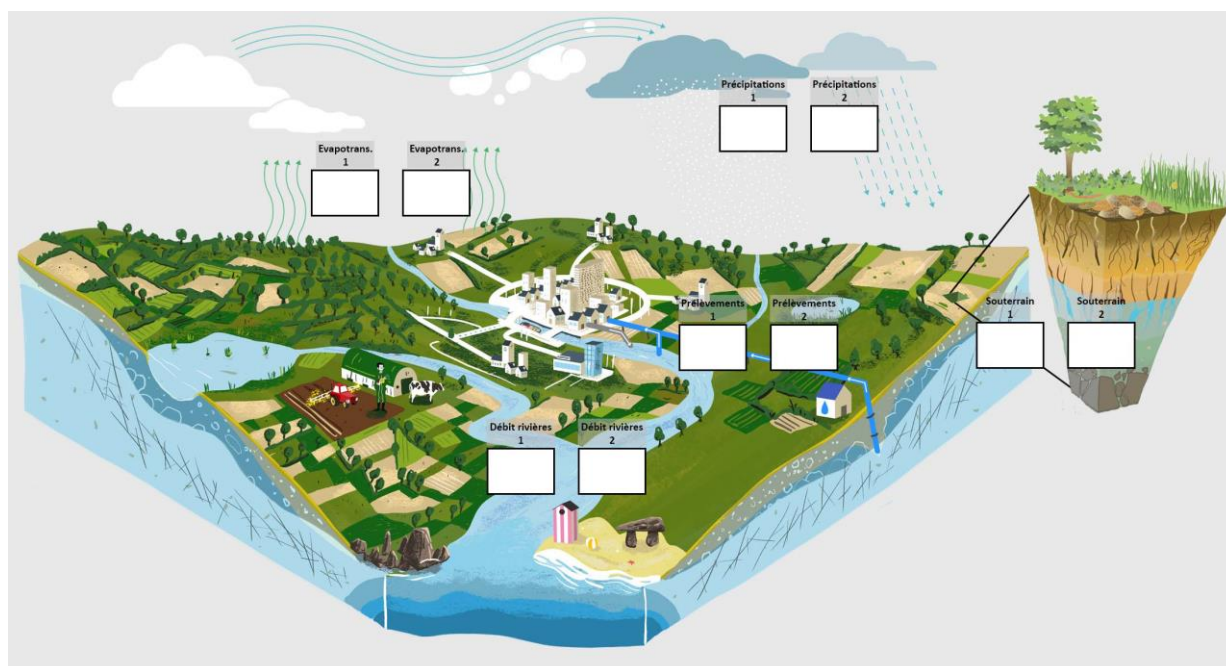


Figure VIII.7 Plateau de jeu utilisé pour l'exploration des différents scénarios et leur traduction en quantités d'eau.

Tout comme lors des Ateliers 1 et 2, ce format a permis de soulever beaucoup de questions et d'alimenter des débats très constructifs autour des thématiques d'eau, d'agriculture, d'urbanisation, de démographie... Néanmoins, ce format a semblé redondant pour les participants ayant assisté à l'atelier d'élaboration de scénarios, la nuance entre élaboration de futurs possibles (Atelier 2) et la détermination de futurs souhaitables (Atelier 3) étant trop fine. Quoiqu'il en soit, les discussions semblent avoir principalement tourné autour des scénarios « Transition socio-écologique » et « Un littoral gentrifié », les mesures envisagées renvoyant généralement à un mélange entre ces deux scénarios. La principale distinction entre les deux scénarios renvoyait à la conception de la dichotomie entre nature et société. Pour les uns, ce sont les besoins des écosystèmes des bassins versants qui devaient être priorités et les mesures identifiées reflétaient cette priorisation tandis que, pour les autres, ce sont les besoins des humains qui devaient d'abord être satisfaits. Il est à noter qu'un accord sur un scénario a été trouvé au sein de chaque groupe réuni autour d'une table, mais pas entre les groupes où deux scénarios ont été discutés. Toutefois, il semble une nouvelle fois avoir été difficile pour les participants de s'extraire de l'horizon des probables pour explorer ce qui, cette fois-ci, était souhaitable.

Pour les participants, par exemple, une éventuelle maîtrise de la population (stabilisation ou déclin) n'est pas envisageable (sauf crise majeure) compte tenu de l'attractivité du territoire (habitants ou touristes), et dans la mesure où il leur semble impossible de mettre en place des restrictions. En revanche, tous s'accordent sur le fait que l'urbanisation doit se faire de manière différente, à travers une limitation de l'artificialisation et une densification, couplée à des

actions de désimperméabilisation des sols là où c'est possible (cours d'écoles...). En parallèle, des actions de réduction des consommations d'eau pourraient être envisagées (tarification de l'eau, réutilisation des eaux usées...) pour tenter de contrebalancer l'augmentation de population. Enfin, les questions de production alimentaire et de modèle agricole ont été très amplement discutées, notamment les notions de circuit court, de choix de cultures, d'irrigation, des relations entre élevage et prairies, ou encore le travail des sols. L'ensemble des participants semblait d'accord sur la nécessité d'une évolution des pratiques.

Au final, ce format d'atelier a permis la création d'un espace d'échange entre chercheurs et acteurs locaux, chose peu fréquente généralement. Ces deux phases d'ateliers ont, de fait, montré la pertinence de pouvoir échanger en situation de proximité où à la fois acteurs locaux et scientifiques semblent avoir trouvé intérêt et plaisir à ces rencontres. Bien que quelques ajustements puissent être envisagés, notamment concernant l'articulation des différents stands durant la première partie, ou encore concernant les consignes de jeu durant la seconde, cette restitution a dans l'ensemble été une réussite. Cet atelier a ainsi permis de faire prendre conscience du besoin de planification et d'identifier des leviers d'action face aux pressions climatiques, mais il a surtout permis aux participants de tirer parti de leur engagement dans les ateliers. Ils ont alors pu créer des scénarios communs durant les phases précédentes et voir concrètement comment ils se réaliseraient à l'horizon 2070, bénéficiant, par là-même, de la reconnaissance de leur participation.

VIII.2.4 La mobilisation des participants

Comme il a été précisé dans les précédents chapitres, l'objectif de cette démarche était de mobiliser un ensemble varié d'acteurs, et en particulier des acteurs généralement non impliqués dans les approches de concertation liées aux questions environnementales. Dans un premier temps, nous présenterons ici les modalités utilisées afin de mobiliser des participants, puis, dans un second temps nous évoquerons les difficultés rencontrées.

Tout d'abord, il fut relativement facile d'identifier les acteurs institutionnels généralement impliqués dans les différentes instances de concertation liées à l'eau (CLE, comités de pilotage...) du fait de leur expertise ou de leur statut représentatif (élus, gestionnaires, chambre d'agriculture, associations...). En revanche, la mobilisation de citoyens impliquait de mettre en place une campagne de communication afin de tenter de toucher un large public. La difficulté était également de ne pas trop publiciser l'évènement si nous souhaitions pouvoir bénéficier d'une participation des acteurs de l'intercommunalité, ceux-ci s'étant montrés quelque peu réservés vis-à-vis de la démarche du fait des enjeux politiques et des conflits qu'elle soulève. Il était donc nécessaire que les participants s'inscrivent au préalable, afin que nous puissions anticiper le nombre de personnes.

Dans un premier temps, nous avons principalement tenté de contacter des associations du territoire (randonneurs, sports nautiques, chasseurs...) afin de leur proposer de participer à la démarche. Notre démarche a également pu s'appuyer sur le Conseil de Développement du Pays de Lorient (CDPL), une instance de consultation et de proposition sur les orientations majeures des politiques publiques locales, composée de représentants des milieux économiques, sociaux, culturels et associatifs, mais aussi de citoyens. Une invitation pour notre démarche a ainsi été diffusée en interne au membre du CDPL, et a également été partagée sur leurs réseaux sociaux afin que toutes personnes puissent s'y inscrire. Ce canal avait ainsi permis de mobiliser une quinzaine d'habitants de l'agglomération (principalement des retraités).

Notre souhait était aussi de mobiliser un public « jeune », afin de permettre un équilibre avec l'âge généralement plus avancé d'une majorité d'acteurs institutionnels. Ce choix se fondait également sur les retours d'expérience de la Convention Citoyenne pour le Climat (CCC), où il était apparu (d'après un échange avec un des membres de la CCC) que la participation de jeunes (lycéens, étudiants) avait été déterminante et permit de grandement diversifier les débats et les idées. Pour cela, nous avons dans un premier temps pu nous appuyer sur le Bureau Information Jeunesse de Lorient qui a relayé notre invitation en interne et sur ses réseaux sociaux. La suite de la démarche a consisté à tenter de toucher un public étudiant de l'Université de Bretagne Sud (à Lorient). Les invitations pour nos ateliers successifs ont de cette façon pu être diffusées en interne et à travers les réseaux sociaux de l'université et d'associations étudiantes, canal qui a contribué à mobiliser cinq étudiants. Tout comme lors de la CCC, ce choix d'intégrer des jeunes s'est avéré particulièrement judicieux, ayant permis d'apporter des idées différentes et de creuser des futurs que les autres participants n'avaient pas forcément imaginé ou s'interdisaient d'imaginer.

Le succès de la démarche « Eau et Territoire » mise en œuvre à Lorient nécessite néanmoins d'être nuancé par le fait qu'elle n'a pas été en mesure de mobiliser un nombre important de participants. Si l'ensemble des ateliers a permis de rassembler une cinquantaine de personnes, très peu ont réellement participé à toute la démarche, et au final chaque atelier était généralement composé d'environ 15-20 personnes seulement. C'est la mobilisation autour du troisième atelier, celui de la restitution de décembre 2022, qui a été la moins réussie. Elle n'a permis de rassembler qu'une vingtaine de personnes alors que plus d'une cinquantaine était attendue (notamment à partir du nombre de personnes s'étant inscrites). En particulier, aucun élu n'était présent, bien que la date et le lieu de cet atelier aient été arrêtés en collaboration avec les services de l'agglomération. Fait intéressant, le hasard des choses a voulu que les élus de l'agglomération soient également mobilisés le même jour au Palais des Congrès (dans la salle juste au-dessus), mais sur la thématique du tourisme. Ce constat illustre bien les

difficultés de mise en œuvre de démarches participatives qui s'expliquent, dans notre cas, par plusieurs raisons.

Tout d'abord, être chargé de communication est un métier à part entière requérant un fort investissement en temps. Or dans le cas de notre démarche, cette mission a été effectuée par mes soins en un temps relativement limité car elle devait être réalisée au même moment que l'organisation de l'ensemble des ateliers, la construction du jeu sérieux... Il est très probable qu'un investissement plus conséquent en communication aurait permis de mobiliser plus de participants. Cependant, ce manque de temps, et sans doute de connaissances des réseaux locaux, ne saurait expliquer à lui seul la faible participation observée. Notre démarche intervient également dans un contexte de lassitude liée aux approches participatives développées depuis plusieurs décennies (enquêtes publiques, concertations...) et qui s'apparentent souvent à une participation principalement symbolique. Plus largement, elle intervient également dans un contexte de désengagement marqué des citoyens dans la démocratie représentative actuelle, comme l'attestent différents indicateurs : taux d'abstention élevé, taux de défiance envers les partis et les élus croissant ([Rosanvallon 2006](#) ; [Tormey 2015](#))... Mais surtout, notre approche intervient dans la continuité de la CCC qui a été un modèle d'inspiration. Or si cette expérience de démocratie délibérative a été une réussite sur le plan de la concertation et de la co-création de propositions concrètes, le torpillage politique auquel elle a finalement abouti n'a très certainement pas aidé à renforcer la crédibilité de ce type de démarche³¹. En d'autres termes, à quoi bon investir de son temps pour qu'au final les mesures ne soient pas portées politiquement³².

Il peut également être évoqué la période post-covid qui n'a pas été favorable à la mobilisation de participants. Qui plus est, en termes organisationnels, l'horaire des ateliers (en après-midi et en semaine) ne permettait pas forcément à des personnes en emploi ou en étude de pouvoir participer. Nous faisons l'hypothèse qu'un atelier similaire conduit plus tard en soirée ou durant un weekend aurait peut-être permis de mobiliser plus de monde. Également, lors des deux premiers ateliers, il était demandé aux personnes qui souhaitaient y participer de s'y inscrire. Il est donc possible qu'un tel investissement (deux ateliers de 3h) la même semaine ait été un frein à la mobilisation de participants. Enfin, la majorité des participants étaient des personnes déjà relativement sensibilisées aux questions environnementales. La question se pose ainsi d'imaginer de nouvelles façons pour toucher un public non-initié à ces questions, de manière à diversifier davantage les points de vue.

³¹ https://www.lemonde.fr/idees/article/2022/04/04/les-espoirs-decus-de-la-democratie-participative_6120421_3232.html

³² https://www.lemonde.fr/idees/article/2023/02/10/crise-climatique-la-democratie-environnementale-entree_6161248_3232.html

Une note d'optimisme peut néanmoins être ajoutée. Début mai 2023, un atelier d'une demi-journée, organisée par l'intercommunalité de LA dans le cadre de réflexions sur l'élaboration d'un Plan de Résilience Eau, a permis de rassembler une majorité des acteurs institutionnels ayant été invités à participer à notre démarche. Ainsi, une quarantaine de personnes ont participé (dont certains participants de nos ateliers), y compris plusieurs vice-présidents de LA. L'atelier comprenait une réunion d'information, au cours de laquelle une présentation de la démarche « Eau et Territoire » et des principaux résultats de modélisation a pu être faite, suivi d'un travail collectif pour construire une feuille de route concernant les mesures à mettre en œuvre afin de garantir une continuité d'approvisionnement en eau à l'avenir. L'ensemble des participants à l'atelier étaient regroupés par table de 7-8 personnes autour de trois thématiques différentes : (1) comment préserver la ressource en eau (en quantité et en qualité) ; (2) comment limiter les besoins en eau (et donc les prélèvements) sur le territoire ; et (3) comment limiter les risques de conflits autour des questions de partage de l'eau.

Cet exercice a permis d'ouvrir un espace d'échange très riche entre des catégories d'acteurs variées, ouvrant la voie à un réel dialogue en transversalité. Partant de l'expérience vécue de l'année 2022, l'ensemble des participants s'accordait sur le fait de devoir décloisonner les services et travailler ensemble. A titre d'exemple, les principales mesures ayant été retenues concernaient des actions autour des questions d'aménagement du territoire (autour des outils de planification notamment), d'accompagnement des transitions agricoles, et de la limitation des besoins (en particulier autour des notions d'attractivité, de capacité d'accueil du territoire, et de sobriété). Il peut tout particulièrement être noté qu'une restriction de l'attractivité, et de l'accueil de nouveaux habitants et de touristes toujours plus nombreux (sujet relativement tabou jusqu'à présent), ne semble plus être systématiquement évité. Cette expérience a ainsi permis de montrer que le principal frein à la démarche demeure la mobilisation des participants, car une fois mobilisés, le résultat semble être à la hauteur des ambitions.

VIII.3 Les expertises et la modélisation des socio-hydrosystèmes

VIII.3.1 Les limites d'une temporalité projetée

Il a déjà été montré l'hétérogénéité des conceptions temporelles de la vie sociale ([Angeletti et al. 2012](#)). Or, l'objectif de cette recherche était de se projeter collectivement à l'horizon 2070. Au-delà de la démarche en elle-même, qui s'est échelonnée sur plus d'une année, cet effort de projection sur une cinquantaine d'années a inscrit cette recherche dans une dimension temporelle diversement reçue. Pour un grand nombre de participants, l'horizon 2070 semblait trop éloigné, trop abstrait pour faciliter leur mobilisation dès lors qu'il leur a été demandé d'imaginer des solutions, comme l'ont souligné certains participants :

« En 2050-2070, une bonne partie des participants ne sera plus là. Les gens veulent avoir des résultats assez vite, ils veulent voir des changements rapidement. »

Ce problème de la temporalité longue peut d'ailleurs être vu comme une des causes potentielles de l'inaction climatique à l'échelle mondiale : le fait que des actions prises aujourd'hui n'aient des conséquences observables que dans plusieurs années, voire dizaines d'années. Ce besoin de résultats immédiats peut d'ailleurs en partie être mis en parallèle avec le besoin continu de satisfactions immédiates des humains, postulat de base du récent livre à large écho médiatique et succès grand public « Le Bug Humain » (Bohler 2019). Si les thèses neuroscientifiques et évolutionnistes développées par l'auteur dans ce livre ont été relativement remises en cause depuis (Gardette 2020 ; Coutureau et al. 2022), force est de constater que, quel qu'en soit l'ensemble de raisons (biologiques, sociales, ...), il semble difficile de mobiliser sur un autre horizon que le court-terme, qui est plutôt l'échelle temporelle à laquelle s'organise la vie sociale. Pour faciliter cette projection collective, un exercice avait d'ailleurs été proposé aux participants du troisième atelier, où il leur était demandé d'écrire un court texte présentant leur environnement naturel à l'horizon 2070. Sans savoir si cet exercice a été réellement facilitateur, il n'en demeure pas moins, qu'au final cette difficulté n'a été évoquée que par une partie des participants seulement, les interactions en groupe ayant quand même semblé permettre à tout le monde de pouvoir se projeter dans un horizon aussi lointain. C'est également ce qui avait été montré par l'expérience de la CCC.

Dans tous les cas, cette difficulté à se projeter sur une cinquantaine d'années souligne qu'il peut être nécessaire d'adapter la méthode pour permettre d'inclure des horizons intermédiaires à plus court terme. En revanche, il est indispensable de conserver cet horizon de long terme dans la mesure où l'enjeu est d'anticiper les leviers d'action à mettre en place vis-à-vis des pressions climatiques futures. Or, une planification à 10 ou 20 ans seulement (comme ce que font les SCoT par exemple) ne permet pas de prendre en compte les tendances climatiques longues, qui rendront très certainement incompatibles des décisions pouvant être jugées adaptées sur des échelles de temps plus courtes.

A titre d'exemple, dans le document d'évaluation environnementale de l'actuel SCoT du Pays de Lorient (2018-2037), plusieurs hypothèses d'évolution démographique sont envisagées et traduites en besoins en logements, efforts de densification à faire, consommations d'eau, traitement des eaux usées, et mobilité. Comme le souligne le rapport : « Sur la base de ces résultats, un scénario d'évolution démographique intermédiaire de +0,5% a été retenu par les élus locaux, soit l'accueil de 30 000 habitants supplémentaires à l'horizon 2037. Il permet notamment de modérer les impacts sur les prélèvements d'eau ou sur les capacités de traitement des eaux usées, par rapport à une hypothèse à 0.60%. » Cependant, le document

montrait que, dans le cas d'un accroissement au-delà d'une hypothèse haute (>0.60%), les besoins en eau n'étaient plus satisfaits par les prélèvements actuels. Se pose alors la question de savoir ce qu'il se passe après 2037 : si la capacité maximale d'accueil par rapport à la disponibilité de la ressource en eau est atteinte, cela signifie-t-il que la population devra stagner ensuite ? De plus, le SCoT fait l'hypothèse d'une disponibilité de la ressource en eau constante, alors que les pressions climatiques vont restreindre les quantités accessibles. Ce qui illustre bien la nécessité de combiner planification de court/moyen-terme tout en intégrant les tendances de moyen/long-terme.

VIII.3.2 La traduction par des objets de médiation

Au-delà des limites de type organisationnel liées à la difficulté de mobiliser ou à la représentativité des participants, des interrogations portent sur la nature et l'articulation des connaissances mobilisées, point essentiel pour sortir de relations hiérarchisées et coproduire des connaissances. C'est autour de points de passage obligés (Callon 1986), ou partagés par toutes les parties prenantes, que s'organise l'articulation des connaissances, pour autant qu'ils puissent contenir une certaine flexibilité interprétative permettant d'opérer les traductions entre des mondes sociaux et d'assurer la coordination de l'action collective (Trompette & Vinck 2009 ; Vinck 2009). Plus précisément, les traductions successives effectuées entre des parties prenantes d'une innovation renvoient au processus par lequel différents acteurs aux connaissances, représentations, normes ou valeurs hétérogènes réussissent à se mobiliser pour construire un projet commun (Akrich et al. 2006). C'est ce processus qui passe par l'identification d'un point de passage obligé ou partagé entre les parties prenantes, un point vers lequel convergent les projets des acteurs, permettant leur mobilisation et enrôlement. Dans une approche différente, ce point de convergence a été analysé à partir d'objets de médiation, des objets-frontières, se situant à l'interface entre différents types de connaissances tout en portant une infrastructure sociale orientant son utilisation (Trompette & Vinck 2009). Ces deux approches, dont l'objectif est d'articuler différents types de connaissances, mettent en évidence le rôle d'objets pouvant opérer une médiation entre divers univers cognitifs.

En partant de ces approches, nous avons réalisé pour chaque atelier des objets de médiation. Le partage des connaissances autour du cycle de l'eau a été médiatisé par l'outil « Trajectoire Eau et Territoire », la co-construction des scénarios a été accompagné d'un « jeu de quatre familles », et les résultats de la modélisation ont, en partie, été médiatisés à travers la manipulation de petits cubes bleus représentant l'eau. La réalisation de ces objets de médiation a été effectuée en collaboration avec des spécialistes des sciences participatives (Ethnozzi) et du design (Institut Supérieur de Design de Saint-Malo). Toutefois, alors que pour les deux premiers ateliers, les objets de médiation ont pleinement rempli leur rôle, la façon dont

nous avons cherché à traduire les résultats de la modélisation en supports permettant le partage des connaissances, à travers un objet de médiation, a posé davantage de problèmes.

En particulier, cette opération s'est avérée relativement complexe. Plusieurs questions se sont posées : (1) quels sont les indicateurs adaptés pour favoriser les échanges entre les acteurs ? et (2) comment représenter d'une manière simple et compréhensible l'espace des futurs possibles – donc les incertitudes des modélisations associées ? Nous savions, dès le début, que les formats classiques de restitution de résultats (graphiques, cartographies, statistiques, ...) ne peuvent permettre de construire une connaissance partagée de phénomènes complexes auprès de publics non formés à la manipulation de ces formes de représentation. Quand l'expérience sensible, inductive des acteurs est la principale manière d'appréhender l'environnement, les modélisations scientifiques restent, bien souvent, peu compréhensibles ou peu convaincantes (Doïdy 2003), nécessitant une étape pour traduire ces connaissances dans l'expérience des acteurs. C'est aussi pour cette raison que les concepts de « diffusion et de vulgarisation scientifiques » se sont largement développés depuis quelques décennies.

Dans le cas de notre restitution, nous avons tenté cette traduction, notamment, à travers l'utilisation de cubes bleus pour représenter de manière sensible les quantités d'eau. En laissant aux participants la possibilité de les manipuler, ces cubes auraient dû leur permettre de discuter de leurs différentes conceptions de la gestion de l'eau. Cependant, cet exercice s'est révélé relativement complexe à mettre en œuvre, et au final le retour d'expérience de l'atelier a montré que des améliorations sont encore nécessaires pour qu'ils puissent réellement remplir leur rôle d'objets de médiation. Tout d'abord, une des difficultés a été de faire la distinction entre représentation des stocks et représentation des flux. Les deux représentations ont finalement été utilisées, avec à la fois une partie des stocks (eaux souterraines et rivières) et certains flux (précipitations, évapotranspiration, prélèvements), rendant trop complexe leur interprétation, donc leur capacité d'adaptation à des univers cognitifs différents. Une autre difficulté de cet exercice était de réussir à représenter l'impact important des prélèvements sur l'eau disponible. Or, à l'échelle annuelle, cet impact n'est pas réellement marqué comparé à la quantité de précipitations (2% des précipitations sont prélevées annuellement). Pour cela, nous avons choisi de nous placer à une période d'étiage estivale, mais là encore, cette représentation pouvait laisser les participants penser que finalement les prélèvements étaient faibles comparativement aux quantités disponibles, ne laissant pas forcément transparaître la vulnérabilité des écosystèmes (cf. diagrammes de bilan en Annexe G).

Un autre enjeu de la thèse était, initialement, de pouvoir également représenter les résultats de modélisation en « cartes postales du futur », c'est-à-dire en représentation paysagères numériques du territoire. Ainsi, l'idée était de pouvoir rendre bien plus visuel les conséquences

des changements globaux, par exemple, à travers des changements de végétation, des rivières devenues intermittentes, des disparitions de zones humides, de l'étalement urbain et de la densification, la disparition ou la réimplantation du bocage, ... Cependant, cet objectif s'est finalement traduit par une utilisation d'analogies climatiques, en comparant des photographies de paysages déjà soumis aux températures moyennes projetées à l'horizon 2070 en Bretagne. Outre le facteur temps, la complexité d'accomplir un tel objectif a également été responsable de son abandon dans le cadre de ce projet de thèse.

Il apparaît ainsi que la traduction à partir d'objets de médiation a été réussie pour les deux premiers ateliers, dans le sens où les objets ont permis aux participants de s'approprier, à la fois, une méthode de raisonnement autour de la gestion de l'eau à travers une approche systémique, pour ensuite co-construire des scénarios et poser des limites au cours du troisième atelier. La phase de traduction des résultats de la modélisation est actuellement retravaillée pour pouvoir fournir aux participants et aux partenaires des résultats plus tangibles. Il ressort de cette expérience que les objets de médiation ne peuvent pas jouer leur rôle s'ils médiatisent des connaissances ambivalentes. En d'autres termes, pour que ces objets puissent opérer des traductions entre des mondes sociaux et une diversité d'univers cognitifs, il est nécessaire que les connaissances qu'ils véhiculent soient directement accessibles et non ambiguës. C'est moins la complexité qui devient un obstacle à l'articulation des connaissances que leur incertitude et leur ambivalence.

VIII.3.3 Les apports de l'interdisciplinarité

Une autre dimension structurante de cette recherche a trait au fait qu'elle intègre des sciences naturelles et des SHS, faisant écho à la recherche en environnement de manière plus générale. « Pour résoudre les grands défis dont la société fait face aujourd'hui, sciences naturelles et sciences humaines et sociales doivent travailler ensemble ». Ce constat, tiré d'un numéro spécial consacré à l'interdisciplinarité publié dans la revue *Nature* (Nature 2015) souligne le fait que la collaboration entre scientifiques issus de ces deux mondes est particulièrement cruciale pour aborder les défis des changements globaux (Barthel & Seidl 2017). En particulier, dans le domaine de l'eau, il semble y avoir un consensus concernant le fait que sa gestion nécessite d'être traitée de façon interdisciplinaire (Ratna Reddy & Syme 2014; Vogel et al. 2015 ; Massuel et al. 2018), du fait de ses fortes interconnexions avec quasiment tous les compartiments des systèmes naturels et anthropiques. Néanmoins, cette collaboration peut se heurter à un grand nombre de difficultés, comme l'illustrent de nombreux travaux (Fischer et al. 2011).

Plus largement, aucune des disciplines issues des sciences de l'environnement au sens large (incluant à la fois sciences naturelles et SHS) ne peut rendre compte seule de la complexité

intrinsèque des changements globaux, d'où la nécessité de les traiter sous différents angles. « Le recours à l'interdisciplinarité n'est donc pas un choix, mais une contrainte structurelle, une absolue nécessité pour parvenir à comprendre ces systèmes anthropisés » (Chenorkian 2020). En particulier, les SHS pourraient détenir certaines clés permettant de résoudre les problèmes environnementaux révélés par les sciences naturelles (Romagny et al. 2019), afin que ces dernières ne se résument pas uniquement à « une science toujours plus exacte de la contemplation des désastres » (Éloi 2012). Par ailleurs, la scénarisation requiert une forte composante humaine et la modélisation représente une des plateformes possibles à partir desquelles le dialogue entre disciplines pourrait être engagé (Chenorkian 2020).

Comme le soulignait Jollivet & Carlander (2008) il y a déjà quinze ans à propos de l'interdisciplinarité : « Il n'y a pas de modèle ; on est dans le domaine du bricolage. Avec tout ce que ce mot implique de compromis, par rapport à l'objectif poursuivi, imposés par les contraintes locales de tous ordres. Mais aussi avec l'exigence de créativité que cela suppose ». A l'issue de ce projet de thèse, le constat est clair : si sciences naturelles et SHS ne sont pas faciles à articuler du fait qu'elles abordent les problèmes sous différents angles, le dialogue interdisciplinaire permet d'identifier des complémentarités. « Dans ce dialogue, on avance les uns vers les autres plutôt que d'entériner des oppositions peu fructueuses » (Chenorkian 2020).

Pour permettre notre parcours dialogique, l'exploration d'un même terrain d'étude (l'observatoire hydrogéologique de Ploemeur-Guidel) a été un élément déterminant. C'est ainsi, à travers un objet concret, que nous avons pu articuler des approches disciplinaires différentes. En d'autres termes, c'est également par un objet de médiation que nous avons réussi mettre en œuvre une démarche interdisciplinaire, laquelle peut ne pas être si compliquée à partir du moment où l'intégration des disciplines se fait par la construction d'un commun. Il ne s'agit pas d'utiliser les SHS juste comme caution pour prendre en charge certaines questions d'ordre « social et éthique », mais de les intégrer à une démarche commune (Flipo 2017).

Plus concrètement, la trajectoire de cette recherche a été jalonnée par des positionnements différents des sciences naturelles et des SHS. Dans un premier temps, la modélisation envisagée concernait une approche hydro-climatique « classique » – imaginée sous le prisme de l'hydrologie (« il est nécessaire de faire appel à des modèles élaborés qui intègrent des circulations en surface et en profondeur pour relier versant, aquifère et rivières »³³) – pour la coupler à des facteurs anthropiques. L'objectif était de pouvoir représenter visuellement (en terme paysager) les interactions entre surface et profondeur, et, en particulier, les conséquences de potentielles déconnexions entre nappes et rivières en y intégrant des

³³ Extrait de l'appel à candidature pour ce projet de thèse.

déterminants sociaux. C'est d'ailleurs en partie pour cette raison que ce projet avait été nommé « Rivières 2070 » et que la thèse s'intitulait initialement « Représentation des rivières et paysages futurs sous pressions climatiques et anthropiques ». L'intégration de la dimension écologique a permis une première évolution (à travers la dimension paysagère notamment), puis le besoin d'une approche territorialisée de modélisation pour intégrer l'ensemble des enjeux liés à l'eau sur un territoire avait rapproché le projet de la géographie, menant de ce fait à articuler de nouvelles disciplines. C'est cette évolution qui a été à l'origine de la mise en œuvre d'une démarche de modélisation des changements de couverture et d'usage des sols, pour ensuite intégrer celle-ci à la démarche de modélisation socio-hydro-climatique initialement envisagée.

Cependant, c'est surtout l'évolution de l'articulation entre les sciences naturelles et la sociologie qui a été à l'origine d'évolutions majeures du projet de thèse. Initialement, comme il était souligné précédemment, l'objectif était que cette articulation se fasse autour d'outils de modélisation, notamment dans le couplage de formes de modélisation issues des deux champs disciplinaires. L'enjeu était de mobiliser des connaissances scientifiques (climatiques, écologiques et socio-économiques) pour les « intégrer dans des modèles numériques représentant les divers chemins de l'eau connectant versant, aquifère et rivière »³³. A travers cela, l'ambition était de pouvoir aider les prises de décision, l'approche de modélisation offrant ainsi « un outil permettant de construire une connaissance partagée entre les différents acteurs concernés par la gestion de la ressource en eau »³³ – c'est-à-dire principalement les acteurs « institutionnels ». Enfin, le projet s'ancrait au sein du périmètre du SAGE du Scorff, sur le petit bassin versant du Fort-Bloqué (à cheval entre les communes de Guidel et Ploemeur, cf. Chapitre III), sur lequel était prévu le projet de captage de Saint-Mathieu (cf. Chapitre IV).

La mise en œuvre d'une étude pour comprendre comment était organisée la gouvernance locale de l'eau (Chapitre IV), afin d'intégrer ses principaux déterminants à la modélisation, a conduit à réévaluer le projet, en réinterrogeant l'échelle spatiale envisagée, pour permettre de recouper à la fois l'échelle des prises de décision et l'échelle hydrologique. Cela s'est traduit par une approche centrée sur le niveau intercommunal (LA), là où se prennent à présent une majeure partie des décisions concernant la gestion publique locale de l'eau. Cette approche fut étendue ensuite aux bassins versants alimentant ce territoire (ceux du Scorff et du Blavet). L'étude sur la gouvernance locale de l'eau a également permis de mettre en avant la grande complexité des facteurs anthropiques à prendre en compte dans une modélisation pour qu'elle puisse contribuer à une prise de décision prenant en compte, en particulier, les différentes sensibilités et attachements des habitants à leur environnement. En conséquence, il a été décidé de découpler partiellement les facteurs anthropiques et hydrologiques de la modélisation pour prendre en compte les premiers à travers une démarche participative. Cette

étude a également permis de mettre en avant une problématique liée à la gestion de l'eau qui était totalement absente du projet initial : le besoin d'une participation citoyenne. C'est à partir de ces constats que le projet a évolué vers l'élaboration d'ateliers participatifs en partie inspirés de la CCC et mêlant à la fois acteurs institutionnels et citoyens. En d'autres termes, la dimension participative de cette démarche résulte d'un engagement scientifique interdisciplinaire. L'objectif de cette dimension participative était d'intégrer à une modélisation du cycle de l'eau le point de vue des habitants en partant de leurs sensibilités paysagères.

VIII.3.4 Le dialogue science-société à l'ère des changements globaux

“Science is more than just fascinating knowledge, it is also useful knowledge. I believe passionately that science should inform our decisions” — Jane Lubchenco.

Il y a 25 ans déjà, un article publié dans *Science* soulignait que les changements socio-environnementaux sans précédent mettent au défi les scientifiques de développer un nouveau contrat social (Lubchenco 1998). L'enjeu décrit était d'aider la société à évoluer de manière durable, à travers une transmission plus efficace des connaissances à destination des décideurs, des gestionnaires, et de l'ensemble de la société, permettant une meilleure compréhension de l'action (et de l'inaction) politique. Depuis bien longtemps, la science documente les bouleversements systémiques et permet de comprendre leurs causes. Plus cruciale, elle sert également à comprendre ce qui nous y maintient, malgré l'accumulation de connaissances et les nombreux messages d'alerte scientifiques (e.g. Ripple et al. 2017). Il devient donc important pour les chercheurs de s'intéresser à la finalité de leurs travaux et à leur insertion dans la société, d'autant que la recherche et l'innovation ont également contribué à la situation actuelle. En d'autres termes, pourquoi effectuer un travail de recherche ? Plus important encore, pour qui ? Cela questionne ainsi le rôle des scientifiques et soulève la nécessité de développer de nouvelles interfaces avec la société, permettant aux chercheurs de sortir de leur « tour d'ivoire » (Bok 1982 ; Baron 2010).

« Il est souvent hasardeux de vouloir être utile à d'autres sans les impliquer, ce qui est parfois le cas avec la recherche » (Coche 2021). S'il existe déjà des dispositifs scientifiques qui pourraient contribuer à aider les nombreux acteurs des territoires régulièrement amenés à prendre des décisions (élus, gestionnaires au sens large...), ces derniers peuvent parfois ne pas être informés des travaux de recherche menés au sein même de leurs territoires. Cela les amène généralement à faire appel à des bureaux d'études pour répondre à des questions qui, parfois, ont déjà été étudiées par la recherche publique. A titre d'exemple, sur le territoire de LA, l'Université de Rennes dispose, depuis 1996, d'un observatoire hydrogéologique reconnu internationalement (H+, OZCAR) et grâce auquel elle effectue un suivi régulier à travers de nombreux projets de recherche. Cependant, encore actuellement, une majorité des services et

élus de l'agglomération n'ont même pas connaissance de cette structure. Les récentes interactions durant ce projet de thèse ont, en partie, permis de relancer une dynamique d'échange entre chercheurs et gestionnaires, permettant de nouer un certain partenariat.

Dans ce contexte, toutefois, la modélisation de processus environnementaux, dans leur complexité, permet de créer de nouvelles interfaces entre la science et la société. Nous traverserions ainsi « une époque où l'on se tourne de plus en plus souvent vers les modèles et vers la simulation pour aborder la complexité et aider à la décision » (Botta et al. 2011). Cependant, si dans notre projet l'utilisation de scénarios visait à permettre une nouvelle forme de partage de connaissances entre société et milieu académique, il n'est, à l'heure actuelle, pas possible d'appréhender avec suffisamment de recul son impact réel sur la décision publique. Au regard de la faible participation des élus à cette démarche, il n'est d'ailleurs même pas exclu que, dans notre cas, l'apport de la modélisation n'influence que faiblement les décisions, même si les responsables des services concernés ont participé pleinement aux ateliers.

Dans cette perspective, de récents travaux ont spécifiquement porté sur l'apport de scénarios de changements de couverture et d'usage des sols pour les prises de décision à court, moyen et long terme dans plusieurs bassins versants bretons (Rigo 2023). Il ressort que les scénarios ne permettent pas de transformations majeures, mais plutôt une prise de conscience des enjeux du territoire à long terme. Par contre dans le cas où il existe déjà une volonté préexistante d'améliorer la gestion intégrée du territoire, par exemple à travers une approche transversale à différents services/structures, alors les scénarios peuvent être utilisés comme objet intermédiaire impulsant une dynamique de collaboration, ce qui corrobore relativement bien nos propres conclusions. Ce qui est certain, c'est qu'un portage politique est indispensable à une réelle transformation. Au sein du territoire de LA, il semblerait que la sécheresse 2022 ait favorisé une certaine prise de conscience de la part d'élus locaux, ainsi que l'illustrent les propos du président du SCoT du pays de Lorient (également vice-président en charge de l'urbanisme à LA) dans un article de Ouest-France fin avril 2023 : « Dans un futur SCoT, on ne pourra pas faire l'impasse sur le rapport entre le nombre de personnes à accueillir et notre capacité en eau »³⁴. Aussi, peut-on espérer que cette approche de prospective, couplée aux événements de l'année 2022, permette quelques évolutions. Il pourrait être ainsi intéressant d'effectuer un suivi à l'avenir afin d'évaluer les conséquences de toute cette démarche en matière de politiques publiques.

Au-delà de l'intégration des décideurs et des gestionnaires, au cours des dernières décennies, celle de citoyens à la production de connaissances scientifiques s'est de plus en plus

³⁴ <https://www.ouest-france.fr/bretagne/lorient-56100/pays-de-lorient-la-coherence-territoriale-et-ses-enjeux-f2a2d728-e207-11ed-927c-dda0dc2dbf6f>

développée à travers les « sciences participatives » (e.g. Houllier & Merilhou-Goudard 2016 ; Houllier et al. 2017 ; Mitroi & Deroubaix 2018). Selon ces premiers auteurs, celles-ci peuvent être séparées en trois grandes catégories, principalement en fonction de l'objectif des démarches. Tout d'abord, les « sciences citoyennes » (« *citizen science* » en anglais), dont le but est de mobiliser des citoyens autour de la collecte et parfois de l'analyse de données scientifiques, sont centrées sur la production des savoirs. Ce type d'approche s'est notamment développé dans le domaine des sciences naturelles, par exemple dans le cadre d'études naturalistes (e.g. Dias da Silva et al. 2017), tels que ce qui est proposé par Vigie Nature (Legrand 2013 ; Julliard 2014). L'approche y est généralement identique à une démarche de recherche fondamentale classique, les résultats obtenus n'ayant pas directement un objectif d'action en soi.

La seconde catégorie concerne les dispositifs de « recherche communautaire » (ou « recherche collaborative »). Selon Mitroi & Deroubaix (2018), il s'agit d'approches participant au « développement de nombreuses controverses scientifiques autour des risques liés aux dérives technologiques, avec la participation de chercheurs engagés dans des mobilisations sociales et politiques pour mettre en évidence les dangers encourus par les populations » (Barthe et al. 2001 ; Pestre 2013). Ce type d'approche s'est notamment développé dans la mise en œuvre de mesures de santé et de dégradation de l'environnement par des citoyens, par exemple autour du monitoring de la qualité de l'air et de l'eau à l'aide de capteurs (e.g. Parasio & Dedieu 2019 ; Van Tilbeurgh et al. 2022). Ces démarches ont souvent pour objectif de fournir des contre-expertises aux discours soutenus par les institutions publiques et les acteurs privés, afin de peser sur la prise de décision.

La troisième et dernière catégorie correspond aux dispositifs de « recherche participative » (« *participatory research* » en anglais). Rejoignant la mouvance de recherche-action en lien avec les politiques de développement durable, l'objectif de ce type d'approche n'est plus la production de connaissances, mais « la recherche de réponses collectives (avec la participation des scientifiques) à des préoccupations spécifiques et à des besoins d'action » (Mitroi & Deroubaix 2018). C'est donc à cette catégorie que peut se raccrocher la démarche mise en œuvre dans le cadre de cette thèse, qui avait pour objectif d'aller bien au-delà de ce que proposent les deux premières catégories de recherche. Dans les ateliers que nous avons menés, les scientifiques ont donc joué un rôle de facilitateurs et de tierce partie, conduisant à mettre un ensemble de parties prenantes autour d'une table, dans le but de trouver collectivement des solutions prenant en compte les réalités de chacun, leurs univers cognitifs.

Bien que relativement différente, une autre approche visant à favoriser le dialogue science-société s'est développée en France depuis quelques années seulement : les « ateliers

d'écologie politique » (e.g. [Atécopol 2021](#)) ayant pour objectif la transformation des organisations académique et sociales. Ces collectifs interdisciplinaires ont pour idée commune de permettre aux scientifiques de mettre leurs connaissances au service d'une action plus engagée, prenant en compte l'éminente responsabilité sociétale découlant des analyses scientifiques quant aux changements globaux. En particulier, l'enjeu est de « remettre les savoirs scientifiques au service de la société et de la démocratie, en co-construisant un discours permettant de faire sens des bouleversements historiques sans précédent et qui engagent la survie et la dignité humaines » ([Atécopol 2021](#)). Ces collectifs se donnent ici « le rôle à la fois critique et proactif de participer aux réflexions sur le futur commun, et d'inciter tout le monde à s'en saisir » ([Atécopol 2021](#)). Initié à Toulouse fin 2018³⁵, ce type de démarche s'est ensuite développé dans d'autres endroits, notamment à Montpellier³⁶, en région parisienne³⁷, ou à Rennes³⁸.

Notre démarche fait également écho à une dynamique scientifique qui se met en place sur le site rennais autour des relations sciences-sociétés. En 2022, le projet TISSAGE³⁹, porté par l'université de Rennes, a été lauréat de l'appel à projets du Ministère de l'Enseignement Supérieur, de la Recherche et de l'Innovation, lui permettant d'acquérir le label "Science avec et pour la société". En 2022, le site rennais a également été lauréat de l'appel à projets "Excellences sous toutes ses formes" financé par le Programme d'Investissements d'Avenir. Le projet IRIS-E⁴⁰ doit privilégier des recherches interdisciplinaires et participatives sur la transition environnementale. En préfiguration de ce programme qui doit débiter en fin d'année 2023, nous avons été lauréats d'un appel à projets commun de l'Observatoire des Sciences de l'Univers de Rennes (OSUR) et de la Maison des Sciences de l'Homme de Bretagne (MSHB) permettant de financer le travail sur la transformation des résultats de modélisation en objet de médiation.

Concrètement, malgré les problèmes rencontrés, c'est toute une dynamique qui est à l'œuvre pour renforcer l'interface science-société et à laquelle participe, à son échelle, cette thèse. L'objectif de ces démarches transdisciplinaires est de se développer, en allant au-delà des « boutiques des sciences et autres sciences participatives » ([Flipo 2017](#)), afin de réellement consolider le dialogue science-société à l'avenir. En particulier, certains scientifiques attirent l'attention sur le danger d'une institutionnalisation des démarches interdisciplinaires si elle entraîne une déconnexion du « terrain » et de ses acteurs, au risque de produire une nouvelle « tour d'ivoire » scientifique ([Chassé et al. 2020](#)).

³⁵ <https://atecopol.hypotheses.org/>

³⁶ <https://atecopolmtp.hypotheses.org/>

³⁷ <https://ecopolien.hypotheses.org/>

³⁸ <https://epolar.hypotheses.org/>

³⁹ <https://www.univ-rennes.fr/saps-tissage/?privacy=updated>

⁴⁰ <https://iris-e.univ-rennes.fr/lambition-du-projet-iris-e>

Au final, au regard de ce foisonnement d'initiatives prenant différentes formes, mais se rejoignant autour de cette notion de sciences participatives et de dialogue science-société, notre approche se distingue par l'imbrication d'une diversité d'éléments nécessaires à l'élaboration de plans de gestion de l'eau. Le jeu sérieux a permis d'élaborer un langage commun à partir duquel des scénarios ont été construits pour se projeter à un horizon 2070. Puis, leur modélisation, qui fut traduite pour définir un paysage souhaitable, avec des actions de gestion associées, aboutit à une planification de la gestion de l'eau. En termes d'articulation des connaissances, cette succession de séquences a transformé radicalement le rôle du chercheur. En plus d'être en capacité de mobiliser un domaine d'expertise, j'ai dû répondre aux sollicitations d'acteurs locaux (élus, responsables d'associations ou de services de collectivités locales, responsables de syndicats professionnels, ...) comme à celles émanant de l'université ; j'ai dû animer une dynamique participative et des séminaires de recherche, faire le lien entre différentes disciplines scientifiques et savoir traduire les notions abordées dans les univers cognitifs des participants, résoudre des problèmes relevant de la communication ou du design, etc. Ainsi, faire de la recherche à l'interface de la société pour répondre aux changements globaux et fonder cette démarche participative sur la modélisation nécessite de développer une diversité de compétences dont seules certaines d'entre elles ont été acquises dans un cadre académique.

VIII.4 Les perspectives

A la lumière des retours d'expérience de cette première mise en œuvre de la démarche « Eau et Territoire », un certain nombre de perspectives pour continuer ce travail se dessinent. Toutefois, avant d'envisager un transfert de cette méthode à une plus large échelle, des modifications méthodologiques devront être apportées. Elles sont exposées dans un premier temps avant d'exposer les pistes envisagées de transfert de la méthode.

VIII.4.1 Les modifications de la démarche « Eau et Territoire »

Une des premières modifications concerne les modalités de participations. En perspective pour l'avenir, l'ensemble des participants seront associés à la démarche dès le début, sans faire de distinction entre acteurs institutionnels et citoyens. A ce niveau, un travail plus important de communication sera également nécessaire afin d'espérer mobiliser davantage de participants, en particulier, auprès de publics non sensibilisés aux questions environnementales. Ensuite, compte tenu (1) de la difficulté de mobiliser des participants (que nous associons en partie à un manque de temps), et (2) du constat de redondance entre les Ateliers 2 et 3, nous envisageons de réduire la démarche à deux ateliers au lieu de trois (Fig. VIII.8).

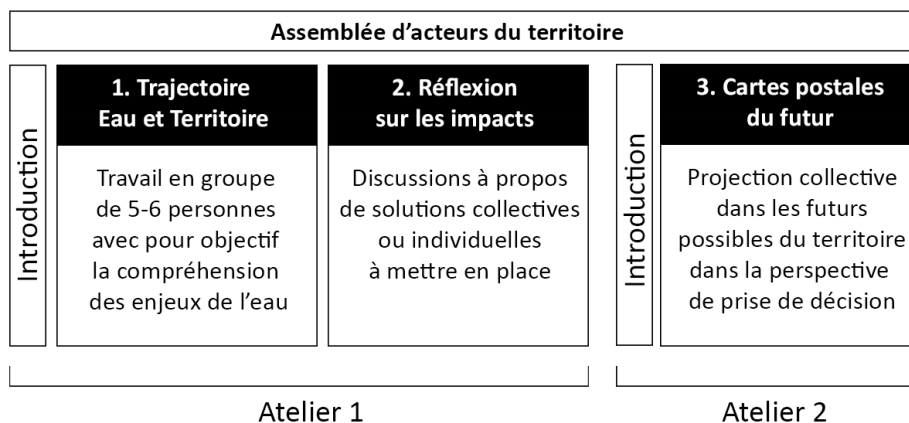


Figure VIII.8 Nouveau déroulé de la démarche Eau et Territoire.

L'objectif de cette nouvelle organisation est que les ateliers participatifs se déroulent une fois l'étape de modélisation effectuée. L'identification des futurs possibles du territoire est ainsi laissée à l'appréciation des chercheurs qui composent un éventail de possibles à partir des hypothèses identifiées (c'est d'ailleurs ce qui se fait déjà dans les démarches prospectives « classiques »). D'ailleurs, les résultats de modélisation peuvent déjà être, dans un premier temps, traduits en quantités d'eau, utilisables sous forme de cubes bleus à travers l'outil « Trajectoire Eau et Territoire », lors de la mise en œuvre du premier atelier. L'objectif du premier atelier serait alors de combiner la compréhension du socio-hydrosystème et de fournir une première représentation des impacts des changements globaux sur le territoire, permettant de préparer le second atelier.

Le second atelier, quant à lui, aurait pour objectif de définir collectivement quels seraient les futurs souhaitables pour le territoire, à partir d'une comparaison des futurs possibles proposés par les chercheurs. Le but étant que les futurs proposés soient le plus variés possible afin de fournir une fourchette de futurs qui permettent ensuite aux participants de trouver des accords et d'identifier un futur commun. L'objectif recherché est de pouvoir toujours laisser la liberté aux participants de réfléchir sur des scénarios de rupture auxquels les chercheurs n'auraient pas nécessairement pensé, mais en fournissant aux participants une meilleure représentation immédiate des conséquences futures. Dans le cas des ateliers menés à Lorient, une des difficultés rapportées par les participants pointait notamment l'absence d'estimation quantitative de l'impact des différentes hypothèses, chose impossible puisque l'étape de modélisation intervenait après.

Au final, ces changements n'interfèrent pas avec les différents types d'expérience de la participation : les participants auront toujours la possibilité de prendre part, de contribuer et de bénéficier de leur participation. La réorganisation de la démarche permet simplement de la raccourcir dans le temps et, sans doute, de mobiliser plus de participants aux ateliers correspondants.

VIII.4.2 Recentrer la méthode sur les paysages

Bien que le travail développé durant cette thèse ait permis quelques avancées, la question de la traduction des résultats de modélisation en expérience sensible et inductive demeure. L'enjeu est toujours de définir des outils intermédiaires pour « faire parler » les modèles autour d'indicateurs pertinents. Il s'agit ainsi de traduire et de représenter ces résultats d'une manière simple, compréhensible et adaptée au référentiel cognitif de chaque participant. Cela permettrait d'envisager, avec l'ensemble des parties-prenantes, une gestion de la ressource en tant que résultant d'un accord entre des évolutions climatiques, écologiques et socio-économiques, et une vision sur le type de société désirée, en particulier, dans sa relation au milieu naturel. Nous faisons l'hypothèse que l'évolution des paysages permet de faire le lien entre les futurs possibles et la définition d'un avenir souhaitable. Dans la démarche, le paysage assurerait ainsi la traduction, la médiation et la représentation des actions (Jeantet 1998), ce qui offrirait un puissant outil d'échange et de discussion favorisant l'articulation de connaissances.

Envisager le paysage comme outil dans une démarche participative n'est pas en soi une innovation. Le paysage a déjà été décrit comme un élément central permettant « la prise en compte de regards différents sur l'espace favorisant l'élaboration d'une action localisée ou d'un projet collectif » (Michelin & Candau 2009). Plus largement, le paysage a été considéré comme un élément autour duquel peut se construire les projets participatifs (Paradis & Lelli 2010 ; Luginbühl 2015). Cette capacité a d'abord été renvoyée au fait qu'il articule des dimensions matérielle et immatérielle, introduisant alors une première approche relationnelle au paysage (Berque 1994 ; Roger 1997 ; Davodeau 2021). Aujourd'hui, les travaux en SHS réinterrogent cette dimension relationnelle du paysage en y incluant l'ensemble de notre environnement naturel et anthropique (Escobar 2016 ; Zask 2022). Dans cette perspective, les groupes sociaux, les communautés ou les individus construisent leur réalité en mettant en relation différents éléments, qu'ils soient naturels ou non. Ce qui compte, finalement, ce sont les liens que les individus construisent, les attachements et les sensibilités vécus entre des lieux, des végétaux, des animaux, des entités naturelles, des individus et leurs activités. Dans ces approches, c'est la relationnalité qui est constitutive du réel et des mondes le composant (Escobar 2016), sans faire de distinction entre dimensions matérielle et immatérielle (qu'elle soit sensible, symbolique, ...) ou entre Nature et société, créant ainsi des réseaux de relations hybrides.

Ainsi, l'hypothèse centrale est que le paysage souhaitable pour les participants résulte des réseaux de relations qu'ils ont tissés entre les mondes naturel et anthropique sur un territoire, permettant, à travers les accords discutés sur la gestion de l'eau, d'identifier des bassins de

qualité de vie (humaine et non-humaine). En effet, les paysages constituent des agencements dynamiques entre humains et non-humains s'inscrivant dans une dimension temporelle, les paysages de demain résultant en partie des actions d'aujourd'hui. Ils reflètent également l'intrication inhérente au cycle de l'eau, l'interconnexion entre le monde souterrain invisible et la surface, et témoignent ainsi des dynamiques de transformation passées et actuelles dans les bassins versants (production de ressources, protection contre les inondations, reconquête du bon état biologique dans des opérations de restauration, dynamiques naturelles). Ils sont donc indissociables de la question des ressources en eau, notamment sous contrainte climatique. En même temps, les transformations anthropiques actuelles reposent sur une vision de l'avenir de ces socio-hydrosystèmes – notamment la disponibilité en eau.

Dans ce contexte, l'originalité de l'approche par les paysages est de lier les dynamiques naturelles et anthropiques, tout en connectant la question des usages et de la répartition de l'eau à la dimension subjective, sensible du rapport au paysage. Elle permet d'identifier les liens que les participants sont prêts à modifier pour obtenir des accords sur la répartition de l'eau, par exemple, entre ceux qui lient les besoins en eau à des étiages suffisamment hauts pour voir des loutres nager dans une rivière bordée de saules, dans un territoire réen bocagé favorisant les élevages bovins ou ovins de plein air, avec un atelier de transformation pour fabriquer des produits locaux, et ceux qui préfèrent urbaniser une zone pour augmenter la population de la commune afin de conserver l'école et les commerces, tout en défendant la transmissibilité des exploitations agricoles au prix du drainage de certaines prairies pour faire des cultures dans des champs nécessitant une irrigation estivale. La question porte ainsi sur les zones d'accord possibles dessinant les solidarités entre les humains et avec les autres vivants et les entités naturelles sur des territoires circonscrits.

Cette analyse semble d'autant plus adaptée à la situation actuelle que les évolutions du paysage, à une échelle de temps humaine en raison de l'évolution climatique, deviennent de plus en plus prégnantes. Les individus peuvent ainsi être déjà confrontés à des changements, voire à des ruptures, dans les liens qu'ils entretiennent, ayant un impact sur leurs routines. Or, ce sont ces ruptures de liens et de routines, vécus sur un registre émotionnel, qui se trouvent fréquemment à l'origine de mobilisations collectives (Romdhani & Van Tilbeurgh 2018). En d'autres termes, en aidant à mettre en lumière de façon partagée les interdépendances entre acteurs (humains ou non), l'élaboration d'une méthodologie de gestion de l'eau à partir des paysages pourrait permettre de renforcer la durabilité des milieux, mais également la capacité d'inclusion et de cohésion des sociétés locales. À l'avenir, le rôle plus central que les paysages seront amenés à jouer nous conduira à améliorer leur représentation pour dépasser la méthode photographique basée sur des analogies qui a été mise en œuvre dans le troisième

atelier. C'est ainsi que l'Institut Supérieur de Design de Saint-Malo a été mobilisé à nouveau pour retravailler cette idée de « carte postale du futur ».

VIII.4.3 La reproductibilité de la démarche « Eau et Territoire »

La démarche « Eau et Territoire » peut répondre, en partie, aux enjeux soulevés par la gestion de l'eau sous pressions climatiques et anthropiques. Cependant, notre démarche n'a été expérimentée qu'au sein d'un contexte breton et, de ce fait, n'est en l'état pas reproductible sur d'autres territoires. L'enjeu apparaît désormais de stabiliser la méthodologie afin d'élaborer de nouvelles règles de partage de l'eau avec les acteurs de l'eau et les usagers, intégrant les autres vivants et les entités terrestres comme les cours d'eau, les zones humides... Pour que cette méthode acquière une capacité générique et que sa robustesse soit renforcée, il nous semble nécessaire d'étendre les terrains d'expérimentation dans des contextes sociaux, géographiques et hydroclimatiques différents, par exemple en contexte montagnoux pour prendre en compte les effets du manteau neigeux sur la recharge des aquifères.

De plus, il semble important que la démarche puisse « s'émanciper » des chercheurs qui la portent actuellement, afin de permettre à tout le monde de se l'approprier et de la mettre en œuvre sur chaque territoire intéressé. A ce titre, si l'intégralité de la démarche (incluant la scénarisation et la modélisation) peut s'avérer relativement « lourde », et donc compliquée à répliquer (tant d'un point de vue humain que financier), une partie pourrait être plus facilement transférable telle que l'outil « Trajectoire Eau et Territoire ». En effet, la grande diversité de cartes et d'extensions proposées dans le jeu devrait permettre de l'adapter aux configurations de chaque territoire. Pour un ancrage plus prononcé, il serait nécessaire à ces territoires de produire également un plateau de jeu adapté à leur contexte. Bien que ne permettant pas une approche de modélisation, l'intérêt de cet outil est de faciliter l'acquisition par les participants d'une vision complexe des socio-hydrosystèmes et leurs contraintes, ainsi que de situer les facteurs limitants pour en déduire leurs conséquences. Il fournit de la sorte un outil participatif de partage de connaissances du cycle de l'eau et de sa gestion qui contribue à la sensibilisation des acteurs de l'eau et, plus largement, du grand public aux enjeux posés par le nouveau contexte hydrique sous contrainte. Cela constitue ainsi une première étape vers la mise en œuvre d'une gestion intégrée de l'eau sur le territoire.

VIII.5 Conclusion

Au terme de ce chapitre sur les lignes de force et les limites de la démarche « Eau et Territoire », il apparaît que l'intérêt de la méthode a été validé, à la fois, par les participants aux ateliers et par l'ensemble de l'équipe de recherche qui s'est engagée sur ce programme. De fait, malgré quelques difficultés, la démarche « Eau et Territoire » a fortement intéressé les participants. Si une majorité d'entre eux possédaient la plupart des connaissances discutées, la démarche a permis une forme d'apprentissage mutuel rendu nécessaire pour composer avec les incertitudes et le changement (Pahl-Wostl et al. 2007) en co-construisant une approche systémique. Plus précisément, ce projet a permis de faciliter la construction d'un langage commun sur l'eau qui puisse être accessible au plus grand nombre d'acteurs sociaux, contribuant à l'élaboration de connaissances à l'interface du regard scientifique et d'une approche expérientielle. De plus, l'expérimentation de différentes manières d'interagir avec les parties prenantes a permis d'accroître la capacité de chacun à composer avec différentes perspectives. De manière plus large, il peut être espéré que cette expérience ait également eu des effets sur les modalités d'organisation des acteurs sociaux entre eux quant à la gestion de l'eau (Pahl-Wostl et al. 2007), grâce à l'ouverture d'espaces d'échanges entre les différentes catégories d'acteurs. Cependant, la mise en œuvre et le déroulement de cette démarche nous a amené à nous focaliser, plus qu'envisagé initialement, sur les aspects de modélisation (afin de les mettre en adéquation avec la dimension participative) ainsi que sur le développement des outils de médiation (le jeu sérieux notamment). En conséquence, il semble nécessaire de consolider la méthodologie élaborée dans le cadre de cette thèse, en (1) explorant certains points sous-évalués du programme initial, mais qui paraissent essentiels, et (2) en testant la méthodologie suivie dans des contextes différents afin d'en renforcer la robustesse. Notamment, un des enjeux serait d'approfondir l'approche sur les sensibilités paysagères afin de pouvoir analyser la formation des accords autour des paysages souhaités.

Dans ce but, en 2023, notre projet PAGAIE⁴¹ a été lauréat de l'appel à projet « Science avec et pour la société » de l'Agence Nationale de la Recherche⁴², ce qui permettra, à l'issue de cette thèse, de poursuivre le travail de réflexion sur trois nouveaux territoires : le bassin versant de la Nive dans les Pyrénées-Atlantiques, le bassin versant du Fier et lac d'Annecy en Haute-Savoie, et le bassin versant de l'Yvel dans le Morbihan. Il s'agit de bassins versants relativement contrastés, que ce soit en termes géographiques (montagneux, littoral, rural), démographiques (le nombre d'habitants variant de 1 à 10 avec un centre Bretagne moins attractif que le pays basque et que l'agglomération Annécienne), d'activités agricoles ou de climat, posant des problèmes différents de répartition de l'eau. Néanmoins, le point commun de

⁴¹ Des Paysages scénarisés pour une Gestion participative de l'Eau

⁴² <https://anr.fr/fr/detail/call/appel-a-projets-science-avec-et-pour-la-societe-recherches-participatives/>

ces trois territoires est de présenter un climat humide et, par conséquent, de n'avoir jusqu'à présent jamais eu à se soucier de la rareté de l'eau. Pour autant, le travail qui sera réalisé sur ces trois nouveaux sites permettra d'adapter la démarche à chaque bassin, tout en continuant à analyser la dimension paysagère de la méthodologie tant dans la traduction, la médiation et la représentation des actions, ce qui offrirait un puissant outil d'échange et de discussion favorisant l'articulation de connaissances.

L'autre enjeu de ce nouveau projet de recherche est de permettre à la démarche de se désolidariser, en partie, des chercheurs qui la portent. Notamment, il semble important de pouvoir transférer l'outil « Trajectoire Eau et Territoire » afin de sensibiliser le public à la gestion de l'eau dans un contexte de fin d'abondance. Un certain nombre de gestionnaires de l'eau, en Bretagne et ailleurs, se sont ainsi montrés intéressés pour effectuer une sensibilisation des publics à partir de cet outil. Par exemple, des ateliers ont été proposés en juin 2023 lors d'un forum public intitulé « Climat et territoire », organisé par le Haut Conseil Breton pour le Climat en partenariat avec l'Université de Bretagne Sud et Lorient Agglomération. De plus, l'association Water Family⁴³ a été lauréate de l'appel à projet Educ'Eau⁴⁴ de l'agence de l'eau Adour-Garonne afin de contribuer à améliorer et généraliser ce jeu sérieux. Dans ce cadre, l'outil a d'ores et déjà été adapté pour une mise en œuvre sur l'agglomération Annecienne en mars 2023, et sur une intercommunalité du Béarn en avril 2023. De plus, l'objectif de cet appel à projet est de permettre « l'éducation à l'eau et aux milieux aquatiques et humides face au changement climatique » auprès de publics variés (adultes et scolaires). Ainsi, alors qu'il permet actuellement de cibler principalement des adultes (éventuellement des lycéens), l'outil sera progressivement adapté en faveur de tout type de public. Au final, cette discussion autour des lignes de force et des limites de la démarche favorisera son amélioration en vue d'un transfert qui est d'ores et déjà initié.

⁴³ <https://waterfamily.org/>

⁴⁴ <https://eau-grandsudouest.fr/actualites/appel-projet-educ-eau>

CONCLUSION GÉNÉRALE

A travers cette thèse, nous avons choisi d'aborder une partie des impacts des changements globaux sous le prisme de l'eau, cette ressource (indispensable à la Vie) se retrouvant notamment à l'interface entre climat, écosystèmes et activités humaines. Ce choix se justifie d'autant plus que la diminution de la disponibilité en eau multiplie les tensions dans l'espace public entre les différentes catégories d'usagers. Si ces tensions peuvent être vues comme le résultat d'une absence de consensus concernant les modalités de gestion de l'eau, elles expriment aussi un besoin de dialogue et de concertation afin de traiter de ces questions cruciales, ce qui questionne la façon dont nous pouvons engager une réflexion démocratique sur le partage de l'eau.

L'enjeu est de réussir à faire évoluer l'ensemble des territoires et leurs acteurs vers une forme de sobriété choisie, plutôt que d'attendre que le dépassement des limites planétaires s'impose de manière implacable, ce qui serait assurément plus générateur de conflits, d'inégalités et d'arbitrages difficiles. Notons d'ailleurs que si le terme « sobriété » peut se révéler parfois clivant (car pouvant traduire une forme de « sacrifice » dans l'imaginaire de nombreuses personnes), il est également possible de parler de « juste mesure ». Dans tous les cas, l'enjeu est de faire au mieux avec les ressources renouvelables disponibles. Ceci nécessite de permettre une mise en situation dans laquelle l'ensemble des acteurs des territoires pourraient prendre la parole et être entendus, ce qui va bien au-delà des démarches participatives actuelles.

La démarche « Eau et Territoire » que nous avons développé a ainsi tenté de répondre en partie aux besoins que nous imposent les évolutions hydro-climatiques et leurs conséquences sur les systèmes sociaux et les écosystèmes, en offrant un espace d'échange et de participation pour concevoir la complexité du système en question et envisager collectivement des leviers d'adaptation. Si la démarche a été un relatif succès, il est néanmoins important de bien garder à l'esprit ses limites. Au final, concernant la modélisation, ce travail n'apporte pas de réelles nouveautés, si ce n'est une mise en application sur le territoire particulier de Lorient Agglomération et des bassins versants du Scorff et du Blavet. Le fait que les quantités d'eau disponibles (dans les rivières, les nappes, les sols) vont se raréfier avec la baisse des précipitations et l'augmentation de l'évapotranspiration était déjà relativement connu, de même que l'impact des prélèvements, des pratiques agricoles et de l'urbanisation. Cependant, l'enjeu majeur était bien de réussir à favoriser une prise de conscience de ces phénomènes qui soit la plus large possible auprès de l'ensemble de la société locale.

L'autre enjeu, qui questionne directement la dimension démocratique de la gestion de l'eau, était de prendre en compte, dans la modélisation, une variété d'intérêts cognitifs, une pluralité de perspectives ou de points de vue sur le monde social et naturel. C'est notamment à travers le cadre de vie des individus et de leurs co-habitants que la diversité des univers cognitifs a pu être prise en compte. Cette manière de co-construire des connaissances interroge leur épistémologie et les conditions de la participation d'acteurs locaux au développement de méthodes scientifiques. Ainsi, par la méthode participative utilisée, il a été possible d'intégrer à une modélisation de la gestion de l'eau la relation que les acteurs locaux entretiennent avec leur territoire. Certes, grâce à certains indicateurs, le modélisateur fabrique son modèle ; toutefois, celui-ci n'est qu'un outil permettant d'aider à la prise de décision, en fonction des relations ou des attachements que les acteurs locaux entretiennent avec leur cadre de vie, y compris avec les autres vivants et entités naturelles. En d'autres termes, cette modélisation a permis un ancrage territorial des changements globaux à Lorient Agglomération en prenant en compte les diversités des systèmes sociaux et écologiques. C'est sans doute là que réside toute l'ambition de cette recherche : élaborer une méthode pour territorialiser des changements globaux répondant à des contraintes démocratiques et écologiques. Cette méthode fait ainsi écho à ce que Bruno Latour a décrit dans son ouvrage « Où atterrir ? Comment s'orienter en politique » (Latour 2017) qui requestionne la façon dont nos sociétés s'orientent autour d'un axe construit par la notion de modernisation, opposant le global et le local (vu comme un archaïsme), pour préférer une orientation ancrée dans les territoires – le terrestre.

Aujourd'hui, cette réorientation de la politique commence à se faire urgente. En effet, la situation actuelle n'est pas sans rappeler la fable de la grenouille (maintes fois transposée aux problématiques environnementales) selon laquelle une grenouille plongée subitement dans de l'eau bouillante s'échapperait d'un bond ; tandis que dans le cas d'une eau froide progressivement portée à ébullition, la grenouille s'habituerait à la température et s'engourdirait, pour finir ébouillantée. Cette fable conduit à souligner que lorsque nous subissons un changement suffisamment lent, il est possible qu'il échappe à nos perceptions et ne suscite donc pas les réactions nécessaires. S'il n'est pas possible de faire faire un bond de cinquante ans à l'ensemble de la société de manière réelle, l'enjeu d'un couplage entre scénarisation et outils de modélisation est de donner un aperçu des futurs possibles, permettant, pour reprendre la métaphore de la grenouille, une forme de « prise de température ». A ce niveau, il a été relativement compliqué de réussir à traduire les résultats de modélisation en informations pouvant être appréhendées de manière sensible par un ensemble varié de personnes. De plus, il convient de rappeler que cette démarche n'aura permis de mobiliser que quelques personnes déjà relativement convaincues. Tout l'enjeu réside donc dans la manière de favoriser au mieux cette perception de l'urgence par le plus grand nombre, ce qui sera exploré dans de prochains travaux.

A l'issue de ce travail approfondi, je deviens de plus en plus sceptique (comme bien d'autres scientifiques, [Tollefson 2021](#)) quant au fait que la société amorce à temps les changements nécessaires permettant de limiter les conséquences sociales et environnementales des changements globaux. La polarisation des débats dans l'espace public, l'absence de nuances, l'individualisme ambiant, et surtout le manque criant de cohérence, d'anticipation et de concertation dans les prises de décisions ne conduisent pas à dégager un grand optimisme vis-à-vis de l'avenir. Depuis plusieurs décennies, une certaine « culture de l'immédiateté » semble avoir pris le pas sur toute approche rationnelle visant à anticiper le temps long, et ceci peut s'étendre à bien d'autres problématiques qu'uniquement environnementales (énergie, santé, éducation...). De plus, l'histoire tend à montrer que même lorsque des événements extrêmes, comme par exemple une sécheresse, entraînent une prise de conscience temporaire, il peut suffire d'une ou deux années à nouveau humides pour faire oublier la problématique. C'est également ce qui a pu être observé avec l'expérience COVID durant laquelle il avait été mis en avant une certaine prise de conscience (concernant la pollution, le bruit, le besoin de ralentir, de consommer local...), ouvrant des spéculations toujours plus belles sur un supposé « monde d'après ». Il n'aura pas fallu longtemps pour un retour au monde d'avant, ce qui peut questionner l'efficacité générale de notre démarche : même s'il est certain qu'elle puisse favoriser une prise de conscience, celle-ci se traduira-t-elle par des actions concrètes (collectivement comme individuellement) ? Dans tous les cas, un portage et du courage politique deviennent indispensables, de même qu'un changement des mentalités.

De plus, l'idée prédominante semble être que les problèmes pourraient se résoudre tout seuls ou à l'aide de solutions uniques (généralement techniques), faisant fi de la complexité du système et de ses interconnexions. A titre d'exemple, dans le domaine de l'eau, il semble opportun d'évoquer les récentes controverses concernant la création de réserves de substitution pour l'irrigation agricole (également nommées « méga-bassines »). Ces controverses touchant des territoires extérieurs à ce projet de thèse, l'objectif n'est pas ici d'ajouter un quelconque positionnement sur cette question. Pour autant, il est étonnant de constater qu'une solution, pouvant être adaptée dans certains contextes et sous certaines conditions, semble érigée en « totem » à appliquer partout sans considération des spécificités propres à chaque territoire. Le débat semble de fait se polariser uniquement sur la posture du « pour » ou « contre », sans s'interroger à propos de l'endroit où la solution serait la mieux adaptée, et pour quels usages. Un tel constat peut d'ailleurs être mis en parallèle avec la question des transports, où la voiture électrique semble également être érigée en « totem », sans se poser la question des ressources nécessaires (métaux, énergie), du type de voiture (taille, autonomie), et de ses usages (voiture individuelle, partagée). Il semblerait ainsi judicieux d'appréhender l'adaptation à travers une diversité de solutions, propres à chaque territoire, imposant une forme d'innovation territoriale afin de sortir des visions binaires simplistes.

Néanmoins, scepticisme ne signifie pas fatalisme. Aussi j'espère que ce travail pourra contribuer, modestement en complémentarité avec l'ensemble des autres démarches développées, à aider les territoires à faire mieux face aux changements globaux en cours. Dans tous les cas, il aura constitué, à son échelle, une tentative de recréer du collectif autour d'un bien commun – l'eau – approprié individuellement mais faiblement perçu dans sa dimension collective. Et dans ce contexte, l'eau, en tant que bien commun (pour les humains et non-humains), devrait être utilisée dans l'esprit de rassembler plutôt que diviser.

BIBLIOGRAPHIE

- Aalders I (2008) Modeling land-use decision behavior with Bayesian belief networks. *Ecology and Society*, 13 (1), 16.
- Abbott BW, Bishop K, Zarnetske JP, Minaudo C, Chapin FS, Krause S, Plont S (2019) Human domination of the global water cycle absent from depictions and perceptions. *Nature Geoscience*, 12(7), 533-540.
- Abel GJ, Brotrager M, Cuaresma JC, Muttarak R (2019) Climate, conflict and forced migration. *Global Environmental Change* 54, 239–249.
- Abel GJ, Sander N (2014) Quantifying global international migration flows. *Science*, 343(6178), 1520-1522.
- Abhervé R (2022) Intégration du changement climatique dans la gestion de la ressource en eau : exemple du bassin rennais. PhD Thesis, University of Rennes 1, France, 244 pages.
- Abhervé R, Gauvain A, Roques C, Longuevergne L, Louaisil S, Aquilina L, De Dreuzy JR (2022) Calibration of groundwater seepage on the spatial distribution of the stream network to assess catchment-scale hydraulic conductivity. *Hydrology and Earth System Sciences Discussions*, 1-26.
- Abrahms B, Carter NH, Clark-Wolf TJ, Gaynor KM, McInturff A, Nisi AC, Rafiq K, West L (2023) Climate change as a global amplifier of human–wildlife conflict. *Nature Climate Change*. <https://doi.org/10.1038/s41558-023-01608-5>
- Abrami G, Becu N (2021) Concevoir et utiliser des jeux de rôle pour la gestion de l'eau et des territoires. *Sciences Eaux et Territoires*, 35, 46-53. <https://doi.org/10.3917/set.035.0046>
- Abt C (1970) *Serious Games*. Viking Press, USA.
- Acreman MC, Overton IC, King J, Wood PJ, Cowx IG, Dunbar MJ, Young WJ (2014) The changing role of ecohydrological science in guiding environmental flows. *Hydrological Sciences Journal*, 59(3-4), 433-450.
- Acuña V, Datry T, Marshall J, Barceló D, Dahm CN, Ginebreda A, Palmer MA (2014) Why should we care about temporary waterways?. *Science*, 343(6175), 1080-1081.
- Aeschbach-Hertig, Gleeson (2012) Regional strategies for the accelerating global problem of groundwater depletion. *Nat. Geosci.* 5, 853–861.
- Agence de l'eau Adour-Garonne (2014) Garonne 2050 - Étude prospective sur les besoins et les ressources en eau à l'échelle du bassin Garonne en 2050. Agence de l'Eau Adour-Garonne.
- Agouridis CT, Workman SR, Warner RC, Jennings GD (2005) Livestock Grazing Management Impacts on Stream Water Quality: a Review 1. *JAWRA Journal of the American Water Resources Association*, 41(3), 591-606.
- Akrich M, Callon M, Latour B (2006) *Sociologie de la traduction, Textes fondateurs*. Paris, Presses des Mines.
- Alberti M, Asbjornsen H, Baker LA, Brozović N, Drinkwater LE, Drzyzga SA, ... & Urquhart G (2011) Research on coupled human and natural systems (CHANS): approach, challenges, and strategies. *Bulletin of the Ecological Society of America*.
- Aldous AR, Bach LB (2011) Protecting groundwater-dependent ecosystems: Gaps and opportunities. *National Wetlands Newsletter*, 33(3), 19-22.
- Aldous AR, Bach LB (2014) Hydro-ecology of groundwater-dependent ecosystems: applying basic science to groundwater management. *Hydrological Sciences Journal*, 59(3-4), 530-544.
- Alcamo J (2008) *Environmental futures: the practice of environmental scenario analysis*. Elsevier.
- Alcamo J, Acosta-Michlik L, Carius A, Eierdanz F, Klein R, Krömker D, Tänzler D (2008) A new approach to quantifying and comparing vulnerability to drought. *Regional Environmental Change*, 8(4), 137.
- Alcott B (2005) Jevons' paradox. *Ecological economics*, 54(1), 9-21.
- Alcott B, Giampietro M, Mayumi K, Polimeni J (2012) *The Jevons paradox and the myth of resource efficiency improvements*. Routledge.
- Al-Faraj FA, Scholz M (2014) Assessment of temporal hydrologic anomalies coupled with drought impact for a transboundary river flow regime: the Diyala watershed case study. *Journal of Hydrology*, 517, 64-73.
- Allan JD, Castillo MM (2007) *Stream ecology: structure and function of running waters*. Second Edition. Springer Science and Business Media.

- Allen DM, Whitfield PH, Werner A (2010) Groundwater level responses in temperate mountainous terrain: Regime classification, and linkages to climate and streamflow. *Hydrol. Proc.* 24, 3392-3412.
- Alley WM, Healy RW, LaBaugh JW, Reilly TE (2002) Flow and storage in groundwater systems. *Science*, 296(5575), 1985-1990.
- Alvisi S, Franchini M (2011) Fuzzy neural networks for water level and discharge forecasting with uncertainty. *Environmental Modelling and Software* 26 (4), 523e537.
- Amblard H, Bernoux P, Herreros G, Livian Y-F (1996) *Les nouvelles approches sociologiques des organisations*, Paris, Seuil.
- Ambrizzi T, Reboita MS, da Rocha RP, Llopart M (2019) The state of the art and fundamental aspects of regional climate modeling in South America. *Annals of the new york academy of sciences*, 1436(1), 98-120.
- Amer M, Daim TU, Jetter A (2013) A review of scenario planning. *Futures*, 46, 23-40.
- Ames DP (2002) *Bayesian Decision Networks for Watershed Management*. PhD Thesis, Utah State University, Department of Civil and Environmental Engineering, p. 255.
- An R, Ji M, Zhang S (2018) Global warming and obesity: a systematic review. *Obesity Reviews*, 19(2), 150-163.
- Anderegg WR, Kane JM, Anderegg LD (2013) Consequences of widespread tree mortality triggered by drought and temperature stress. *Nature climate change*, 3(1), 30-36.
- Andermann C, Longuevergne L, Bonnet S, Crave A, Davy P, Gloaguen R (2012) Impact of transient groundwater storage on the discharge of Himalayan rivers. *Nature Geoscience*, 5(2), 127-132.
- Anderson WP, Emanuel RE (2008) Effect of interannual and interdecadal climate oscillations on groundwater in North Carolina. *Geophysical Research Letters*, 35(23).
- Andrich MA, Imberger J (2013) The effect of land clearing on rainfall and fresh water resources in Western Australia: a multi-functional sustainability analysis. *International Journal of Sustainable Development and World Ecology*, 20(6), 549-563.
- Angeletti T, Esquerre A, Lazarus J (2012) Le sociologue et le temps. *Raisons politiques*, 48(4), 5-12.
- Antona M, D'Aquino P, Aubert S, Barreteau O, Boissau S, Bousquet F, Daré W, Etienne M, Le Page C, Mathevet R, Trébuil G, Weber J (Collectif Commod) (2005) La modélisation comme outil d'accompagnement. *Natures sciences sociétés*, 13(2), 165-168.
- Antunes C, Silva C, Máguas C, Joly CA, Vieira S (2019) Seasonal changes in water sources used by woody species in a tropical coastal dune forest. *Plant and Soil*, 437(1-2), 41-54.
- Arancibia JLP (2013) *Impacts of Land Use Change on Dry Season Flows Across the Tropics Forests as 'Sponges' and 'Pumps'*. PhD Thesis, University of London, 262p.
- Araújo MB, Guisan A (2006) Five (or so) challenges for species distribution modelling. *Journal of biogeography*, 33(10), 1677-1688.
- Arnauld de Sartre X, Doussan I (2018) Dossier: La fabrique de la compensation écologique: controverses et pratiques – Introduction. *La fabrique de la compensation écologique, un approfondissement de la modernisation écologique ? Natures Sciences Sociétés*, 26(2), 193-202.
- Arnstein SR (1969) A ladder of citizen participation. *Journal of the American Institute of planners*, 35(4), 216-224.
- Atécopol (2021) *L'Atelier d'écologie politique toulousain (Atécopol): pour un engagement scientifique*. *Natures Sciences Sociétés*, 29(3), 326-333.
- Audélor (2021) *Lorient Agglomération – Repères Thématiques*.
- Ayalew TB, Krajewski WF, Mantilla R, Wright DB, Small SJ (2017) Effect of spatially distributed small dams on flood frequency: Insights from the soap creek watershed. *Journal of Hydrologic Engineering*, 22(7), 04017011.
- Badeau V, Dupouey JL, Cluzeau C, Drappier J (2007) Aires potentielles de répartition des essences forestières d'ici 2100. *Rendez-vous Techniques de l'ONF*, 3, 62-66.
- Bailey RG (2009) *Ecosystem geography: from ecoregions to sites*. Second edition. Springer, New York.
- Baker JP, Hulse DW, Gregory SV, White D, Van Sickle J, Berger PA, Schumaker NH (2004) Alternative futures for the Willamette River basin, Oregon. *Ecological Applications*, 14(2), 313-324.
- Ballèvre M, Bosse V, Ducassou C, Pitra P (2009) Palaeozoic history of the Armorican Massif: Models for the tectonic evolution of the suture zones. *Comptes Rendus - Geoscience*, 341(2-3), 174-201. <https://doi.org/10.1016/j.crte.2008.11.009>
- Barlow PM, Leake SA (2012) *Streamflow depletion by wells: understanding and managing the effects of groundwater pumping on streamflow* (p. 84). Reston, VA: US Geological Survey.
- Baron N (2010) *Escape from the ivory tower: a guide to making your science matter*. Island Press.
- Barreteau O, Antona M, D'Aquino P, Aubert S, Boissau S, Bousquet F, ... & Weber J (2003) Our companion modelling approach. *Journal of Artificial Societies and Social Simulation*, 6 (2):1.

- Barreteau O, Bots P, Daniell K, Etienne M, Perez P, Barnaud C, ... & Trebil G (2013) Participatory approaches. *Simulating social complexity: A handbook*, 197-234.
- Barreteau O, Bousquet F, Attonaty J-M (2001) Role-playing games for opening the black box of multi-agent systems: method and lessons of its application to Senegal river Valley irrigated systems. *J. Artif. Soc. Soc. Simul.* 4 (2), 5.
- Barone S, Barbier R, Destanau F, Garin P (2018) *Gouvernance de l'eau : un mouvement de réforme perpétuelle ?*, L'Harmattan.
- Barone S (2012) « SCOT est-il plus SAGE ? Gestion de l'eau et aménagement du territoire en France depuis la loi du 21 avril 2004 ». *VertigO : la revue électronique en sciences de l'environnement*, 12(2).
- Barthe Y, Callon M, Lascoumes P (2001) *Agir dans un monde incertain. Essai sur la démocratie technique*. Editions du Seuil, Paris.
- Barthel R, Seidl R (2017) Interdisciplinary collaboration between natural and social sciences—status and trends exemplified in groundwater research. *PloS one*, 12(1), e0170754.
- Barton DN, Kuikka S, Varis O, Uusitalo L, Henriksen HJ, Borsuk M, de la Hera A, Farmani R, Johnson S, Linnell JD (2012) Bayesian networks in environmental and resource management. *Integr. Environ. Assess. Manag.* 8 (3), 418e429.
- Bassett TJ, Fogelman C (2013) Déjà vu or something new? The adaptation concept in the climate change literature. *Geoforum*, 48, 42-53.
- Bastola S, Murphy C, Sweeney J (2011) The role of hydrological modelling uncertainties in climate change impact assessments of Irish river catchments. *Advances in water resources*, 34(5), 562-576.
- Batavia C, Nelson MP (2017) For goodness sake! What is intrinsic value and why should we care?. *Biological Conservation*, 209:366-376. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2017.03.003>
- Bateson G (2000) *Steps to an ecology of mind: Collected essays in anthropology, psychiatry, evolution, and epistemology*. University of Chicago press.
- Bawden RJ (1990) Of agricultural systems and systems agriculture: Systems methodologies in agricultural education. *Systems theory applied to agriculture and the food chain*, 305-323.
- Beck HE, Zimmermann NE, McVicar TR, Vergopolan N, Berg A, Wood EF (2018) Present and future Köppen-Geiger climate classification maps at 1-km resolution. *Scientific data*, 5(1), 1-12.
- Becker M, Lévy G (1986) Croissance radiale comparée de chênes adultes (*Quercus robur* L. et *Q. petraea* (Matt.) Liebl.) sur sol hydromorphe acide: effet du drainage. *Acta oecologica. Oecologia plantarum*, 7(2), 121-143.
- Becu N, Neef A, Schreinemachers P, Sangkapitux C (2008) Participatory computer simulation to support collective decision-making: Potential and limits of stakeholder involvement. *Land use policy*, 25(4), 498-509.
- Becu N, Perez P, Walker A, Barreteau O, Le Page C (2003) Agent based simulation of a small catchment water management in northern Thailand: description of the CATCHSCAPE model. *Ecological Modelling* 170, 319e331.
- Beebee TJ (2022) *Impacts of Human Population on Wildlife: A British Perspective*. Cambridge University Press.
- Bekchanov M, Sood A, Pinto A, Jeuland M (2017) Systematic review of water-economy modeling applications. *Journal of Water Resources Planning and Management*, 143(8), 04017037.
- Bell S, Morse S, Shah RA (2012) Understanding stakeholder participation in research as part of sustainable development. *Journal of environmental management*, 101, 13-22.
- Beniston M (2006) *Climatic change: implications for the hydrological cycle and for water management (Vol. 10)*. Springer Science and Business Media.
- Bennett JW (1976) Anticipation, Adaptation, and the Concept of Culture in Anthropology. *Science*, 192(4242), 847-853.
- Benton T, Catton WR, Grimes P, Hannigan J, McKechnie R, Murphy R et al. (2002) *Sociological theory and the environment: classical foundations, contemporary insights*. Rowman and Littlefield.
- Berger G (1957) *Sciences humaines et prévision*. *Revue des Deux Mondes (1829-1971)*, 417-426.
- Berger G (1967) *Etapas de la prospective*. Presses Universitaires de France, Paris.
- Bergeron B (2006) *Developing Serious Games*. Charles River Media, USA.
- Berghuijs WR, Woods RA, Hrachowitz M (2014) A precipitation shift from snow towards rain leads to a decrease in streamflow. *Nature Climate Change*, 4(7), 583-586.
- Bergkamp G, McCartney M, Dugan P, McNeely J, Acreman M (2000) Dams, ecosystem functions and environmental restoration. *Thematic review II*, 1, 1-187.
- Berkes F, Folke C, Colding J (2000) *Linking social and ecological systems: management practices and social mechanisms for building resilience*. Cambridge University Press.

- Berkes F, Colding J, Folke C (2008) Navigating social-ecological systems: building resilience for complexity and change. Cambridge university press.
- Berque A (1994) Cinq propositions pour une théorie du paysage. Editions Champ Vallon, Paris.
- Bertana A, Clark B, Benney TM, Quackenbush C (2022) Beyond maladaptation: structural barriers to successful adaptation. *Environmental Sociology*, 8(4), 448-458.
- Bertrand N, Blanc P, Debrieu-Levrat C, Cazin P, Kles V, Plante S (2023) Retour d'expérience sur la gestion de l'eau lors de la sécheresse 2022. Rapport d'inspection interministériel.
- Bertrand G, Goldscheider N, Gobat JM, Hunkeler D (2012) Review: From multi-scale conceptualization to a classification system for inland groundwater-dependent ecosystems. *Hydrogeology Journal*, 20(1), 5-25.
- Bertrand G, Masini J, Goldscheider N, Meeks J, Lavastre V, Celle-Jeanton H, Gobat J-M, Hunkeler D (2014) Determination of spatiotemporal variability of tree water uptake using stable isotopes ($\delta^{18}\text{O}$, $\delta^2\text{H}$) in an alluvial system supplied by a high-altitude watershed, Pfinz forest, Switzerland. *Ecohydrology*, 7(2), 319-333.
- Beschta RL (1998) Forest Hydrology in the Pacific Northwest: additional research needs. *Journal of the American Water Resources Association*, 34(4), 729-741.
- Beschta RL, Ripple WJ (2013) Are wolves saving Yellowstone's aspen? A landscape-level test of a behaviorally mediated trophic cascade: comment. *Ecology*, 94(6), 1420-1425.
- Bevir M (2012) Governance: A very short introduction. OUP Oxford.
- Bi C, Bi H, Sun G, Chang Y, Gao L (2014) Scale effects and variability of forest–water yield relationships on the Loess Plateau, China. *The Forestry Chronicle*, 90(2), 184-191.
- Biemans H, Haddeland I, Kabat P, Ludwig F, Hutjes RWA, Heinke J, Gerten D (2011) Impact of reservoirs on river discharge and irrigation water supply during the 20th century. *Water Resources Research*, 47(3).
- Biggs BJ, Close ME (1989) Periphyton biomass dynamics in gravel bed rivers: the relative effects of flows and nutrients. *Freshw Biol* 22:209–231
- Bigo A (2020) Les transports face au défi de la transition énergétique. Explorations entre passé et avenir, technologie et sobriété, accélération et ralentissement. PhD Thesis, Institut polytechnique de Paris.
- Bjornlund H (2003) Efficient water market mechanisms to cope with water scarcity. *Water Resources Development*, 19(4), 553-567.
- Blois JL, Zarnetske PL, Fitzpatrick MC, Finnegan S (2013) Climate change and the past, present, and future of biotic interactions. *Science*, 341(6145), 499-504.
- Bloomfield JP, Williams RJ, Gooddy DC, Cape JN, Guha PM (2006) Impacts of climate change on the fate and behaviour of pesticides in surface and groundwater—a UK perspective. *Science of the total Environment*, 369(1-3), 163-177.
- Blöschl G, Hall J, Viglione A, Perdigão RA, Parajka J, Merz B, Boháč M (2019) Changing climate both increases and decreases European river floods. *Nature*, 573(7772), 108-111.
- Bodonirina N, Reibelt LM, Stoudmann N, Chamagne J, Jones TG, Ravaka A, ... & Waeber PO (2018) Approaching local perceptions of forest governance and livelihood challenges with companion modeling from a case study around Zahamena National Park, Madagascar. *Forests*, 9(10), 624.
- Boers N, Marwan N, Barbosa HM, Kurths J (2017) A deforestation-induced tipping point for the South American monsoon system. *Scientific reports*, 7, 41489.
- Bohler S (2019) Le bug humain: pourquoi notre cerveau nous pousse à détruire la planète et comment l'en empêcher. Robert Laffont.
- Bok D (1982) Beyond the ivory tower: Social responsibilities of the modern university. Harvard University Press.
- Bonan G (2008) Forests and climate change: forcings, feedbacks, and the climate benefits of forests. *Science*, 320(5882):1444-1449. <http://doi.org/10.1126/science.1155121>
- Bonan G (2015) Ecological climatology: concepts and applications. Cambridge University Press, Cambridge, UK.
- Borsuk ME, Stow CA, Reckhow KH (2004) A Bayesian network of eutrophication models for synthesis, prediction and uncertainty analysis. *Ecological Modelling* 173, 219e239.
- Bosch JM, Hewlett JD (1982) A review of catchment experiments to determine the effect of vegetation changes on water yield and evapotranspiration. *Journal of hydrology*, 55(1-4), 3-23.
- Botta A, Graillot D, Abi-Zeid I, Deffuant G, Weissenberger S, Duchemin E (2011) Dossier « La modélisation en sciences de l'environnement : approches et questionnements ». *Vertigo*, 11, 3. <https://doi.org/10.4000/vertigo.11476>.
- Bottrall AF (1982) The action research approach to problem solving, with illustrations from irrigation management. Overseas Development Institute.

- Boulton AJ (2003) Parallels and contrasts in the effects of drought on stream macroinvertebrate assemblages. *Freshwater Biology*, 48:1173–1185.
- Bousquet F, Barreteau O, Le Page C, Mullon C, Weber J (1999) An environmental modelling approach: the use of multi-agent simulations. *Advances in environmental and ecological modelling*, 113(122).
- Bousquet F, Barreteau O, Mullon C, Weber J (1996) Modélisation d'accompagnement: systèmes multi-agents et gestion des ressources renouvelables. In: Sept 8–11, 1996, Abbaye de Fontevraud, Colloque International: Quel environnement au XXIème siècle? Environnement, maîtrise du long terme et démocratie.
- Bousquet F, Le Page C (2004) Multi-agent simulations and ecosystem management: a review. *Ecological modelling*, 176(3-4), 313-332.
- Boussard V, Demazière D, Milburn P (2010) L'injonction au professionnalisme. *Analyses d'une dynamique plurielle*, Rennes, Presses universitaires de Rennes.
- Bovi H, Marguerite E, Ferrec R, Le Montagner (2019) Nouveau Pays de Lorient : quatre type de territoires aux dynamiques propres et aux fortes interactions. *Insee Analyses*, 84.
- Box GE, Draper NR (1987) *Empirical model-building and response surfaces*. John Wiley and Sons.
- Boyd E, Nykvist B, Borgström S, Stacewicz IA (2015) Anticipatory governance for social-ecological resilience. *Ambio*, 44, 149-161.
- Bradfield R, Wright G, Burt G, Cairns G, Van Der Heijden K (2005) The origins and evolution of scenario techniques in long range business planning. *Futures*, 37(8), 795-812.
- Bradshaw CJ, Brook BW (2014) Human population reduction is not a quick fix for environmental problems. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 111(46):16610-16615. <https://doi.org/10.1073/pnas.1410465111>
- Bréda N, Granier A, Barataud F, Moyne C (1995) Soil water dynamics in an oak stand. *Plant and Soil*, 172(1), 17-27.
- Bricker D, Ibbitson J (2019) *Empty planet: the shock of global population decline*. Hachette UK.
- Bretagnolle V, Benoît M, Bonnefond M, Breton V, Church J, Gaba S, Lamouroux N (2019) Action-orientated research and framework: insights from the French long-term social-ecological research network. *Ecology and Society*, 24(3).
- Bretagnolle V, Berthet E, Gross N, Gauffre B, Plumejeaud C, Houte S, ... & Gaba S (2018) Towards sustainable and multifunctional agriculture in farmland landscapes: lessons from the integrative approach of a French LTSER platform. *Science of the Total Environment*, 627, 822-834.
- Brodie JE, Mitchell AW (2005) Nutrients in Australian tropical rivers: changes with agricultural development and implications for receiving environments. *Marine and freshwater research*, 56(3), 279-302.
- Brolsma RJ, Bierkens MFP (2007) Groundwater–soil water–vegetation dynamics in a temperate forest ecosystem along a slope. *Water resources research*, 43(1).
- Brolsma RJ, Van Vliet MTH, Bierkens MFP (2010) Climate change impact on a groundwater-influenced hillslope ecosystem. *Water Resources Research*, 46(11).
- Bromley J, Jackson NA, Clymer OJ, Giacomello AM, Jensen FV (2005) The use of Hugin to develop Bayesian networks as an aid to integrated water resource planning. *Environmental Modelling and Software* 20, 231e242.
- Bronstert A, Vollmer S, Ihringer J (1995) A review of the impact of land consolidation on runoff production and flooding in Germany. *Physics and Chemistry of the Earth*, 20(3-4), 321-329.
- Brown J, Bach L, Aldous A, Wyers A, DeGagné J (2011) Groundwater-dependent ecosystems in Oregon: An assessment of their distribution and associated threats. *Frontiers in Ecology and the Environment*, 9(2), 97-102.
- Brown DG, Page S, Riolo R, Zellner M, Rand W (2005a) Path dependence and the validation of agent-based spatial models of land use. *International journal of geographical information science*, 19(2), 153-174.
- Brown DG, Verburg PH, Pontius, RG, Lange MD (2013) Opportunities to improve impact, integration, and evaluation of land change models. *Current Opinion in Environmental Sustainability*, 5(5), 452-457.
- Brown AE, Zhang L, McMahon TA, Western AW, Vertessy RA (2005b) A review of paired catchment studies for determining changes in water yield resulting from alterations in vegetation. *Journal of hydrology*, 310(1-4), 28-61.
- Bruijnzeel LA (2004) Hydrological functions of tropical forests: not seeing the soil for the trees?. *Agriculture, ecosystems and environment*, 104(1), 185-228.
- Bruijnzeel LA (1988) (De)Forestation and dry season flow in the tropics: A closer look. *Journal of Tropical Forest Science*, 229-243.

- Brum M, Vadeboncoeur MA, Ivanov V, Asbjornsen H, Saleska S, Alves LF, Bittencourt P (2019) Hydrological niche segregation defines forest structure and drought tolerance strategies in a seasonal Amazon forest. *Journal of Ecology*, 107(1), 318-333.
- Brundtland GH, Khalid M, Agnelli S, Al-Athel S, Chidzero B, et al. (1987) *Our Common Future (The Brundtland Report)*. Oxford University Press.
- Brunet R, Fremont H (1972) *La France de l'Ouest*, Collection "Découvrir la France", Larousse, Paris, Tome 1, 328 p.
- Brunner P, Simmons CT (2012) HydroGeoSphere: a fully integrated, physically based hydrological model. *Ground water*, 50(2), 170-176.
- Burek P, Satoh Y, Kahil T, Tang T, Greve P, Smilovic M, Guillaumot L, Fang Z, Wada Y (2020) Development of the Community Water Model (CWatM v1. 04) A high-resolution hydrological model for global and regional assessment of integrated water resources management. *Geoscientific Model Development*, 13, 3267–3298, 2020. <https://doi.org/10.5194/gmd-13-3267-2020>
- Burger JR (2020) Malthus on Population. Shackelford T, Weekes-Shackelford V (eds), *Encyclopedia of Evolutionary Psychological Science*. Springer.
- Bürgi M, Hersperger AM, Schneeberger N (2005) Driving forces of landscape change-current and new directions. *Landscape ecology*, 19(8), 857-868.
- Burke KD, Williams JW, Chandler MA, Haywood AM, Lunt DJ, Otto-Bliesner BL (2018) Pliocene and Eocene provide best analogs for near-future climates. *Proceedings of the National Academy of Sciences*. <https://doi.org/10.1073/pnas.1809600115>
- CACG (2021) Etude sur la gestion quantitative de la ressource en eau en Bretagne – Analyse de la pression de prélèvement et définition des volumes disponibles. <https://www.bretagne.developpement-durable.gouv.fr/etude-regionale-concernant-la-gestion-quantitative-a4902.html>
- Cafaro P, Butler T, Crist E, Cryer P, Dinerstein E, Kopnina H, Noss R, Piccolo J, Taylor B, Vynne C, Washington H (2017) If we want a whole Earth, Nature Needs Half: a response to Büscher et al. *Oryx*, 51(3):400-400. <https://doi.org/10.1017/S0030605317000072>
- Cafaro P, Hansson P, Götmark F (2022) Overpopulation is a major cause of biodiversity loss and smaller human populations are necessary to preserve what is left. *Biological Conservation*, 272, 109646.
- Cahill AE, Aiello-Lammens ME, Fisher-Reid MC, Hua X, Karanewsky CJ, Yeong Ryu H, Sbeglia GC, Spagnolo F, Waldron JB, Warsi O, Wiens JJ. (2013) How does climate change cause extinction? *Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences*, 280(1750):20121890. <http://dx.doi.org/10.1098/rspb.2012.1890>
- Cai X, Rosegrant MW (2002) Global water demand and supply projections: part 1. A modeling approach. *Water International*, 27(2), 159-169.
- Calder IR (2005) *Blue Revolution II: Land Use and Integrated Water Resources Management*. Earthscan, London.
- Callahan K (2007) Citizen participation: Models and methods. *International Journal of Public Administration*, 30(11), 1179-1196.
- Callegari B, Stoknes PE (2023) People and Planet: 21st-century sustainable population scenarios and possible living standards within planetary boundaries. *Earth4All*, version 1.0.
- Callon M (1986) Éléments pour une sociologie de la traduction: la domestication des coquilles Saint-Jacques et des marins-pêcheurs dans la baie de Saint-Brieuc. *L'Année sociologique*, 36, 169-208.
- Callon M (1998) Des différentes formes de démocratie technique. *Annales des Mines-Responsabilité et Environnement*, n° 9.
- Canévet C (1992) *Le modèle agricole breton*. Presses Universitaires de Rennes, 397 p.
- Cannon WA (1911) *The Root Habits of Desert Plants* (Carnegie Institution of Washington, Washington, DC).
- Cardinale BJ, Duffy JE, Gonzalez A, Hooper DU, Perrings C, Venail P, et al. (2012) Biodiversity loss and its impact on humanity. *Nature*, 486(7401), 59-67.
- Carluer N, Babut M, Belliard J, Bernez I, Burger-Leenhardt D, Dorioz J, Douez O, Dufour D, Grimaldi C, Habets F, Le Bissonnais Y, Molénat J, Rollet A, Rosset V, Sauvage S, Usseglio-Polatera P, Leblanc B (2016) Cumulative impact of reservoirs on the aquatic environment. Joint scientific assessment summary. Technical report.
- Castella JC, Trung TN, Boissau S (2005) Participatory simulation of land-use changes in the northern mountains of Vietnam: the combined use of an agent-based model, a role-playing game, and a geographic information system. *Ecology and Society*, 10(1).
- Carpenter SR, Kitchell JF, Hodgson JR (1985) Cascading trophic interactions and lake productivity. *BioScience*, 35(10), 634-639.

- Carrière SD, Martin-StPaul NK, Cakpo CB, Patris N, Gillon M, Chalikakis K, Simioni G (2020) The role of deep vadose zone water in tree transpiration during drought periods in karst settings—Insights from isotopic tracing and leaf water potential. *Science of the Total Environment*, 699, 134332.
- Carroget A, Perrin C, Sauquet E, Vidal JP, Chazot S, Chauveau M, Rouchy N (2017) Explore 2070: quelle utilisation d'un exercice prospectif sur les impacts des changements climatiques à l'échelle nationale pour définir des stratégies d'adaptation?. *Sciences Eaux et Territoires pour tous*, (1), 4-11.
- Carson R (1962) *Silent spring*. Houghton Mifflin Harcourt.
- CBNB (2020) Carte des grands types de végétation de Bretagne. Conservatoire Botanique National de Brest. <https://www.cbnbrest.fr/observatoire-milieux/cartes-de-repartition/cgtv/carte-des-grands-types-de-vegetation-de-bretagne>
- Champagne M-P (2021) Recharge et dynamique régionale de l'écoulement d'eau souterraine dans le système aquifère de socle en amont du site de Guidel, Bretagne. Master Thesis. Université du Québec.
- Chancel L (2022) Global carbon inequality over 1990–2019. *Nature Sustainability*, 5(11), 931-938.
- Chancel L, Piketty T (2017) Carbon and inequality: from Kyoto to Paris. Paris School of Economics.
- Chang-Martínez LA, Mas JF, Torrescano Valle N, Urquijo Torres PS, Folan WJ (2015) Modeling historical land cover and land use: a review from contemporary modeling. *ISPRS International Journal of Geo-Information*, 4(4), 1791-1812.
- Chao BF, Wu YH, Li YS (2008) Impact of artificial reservoir water impoundment on global sea level. *science*, 320(5873), 212-214.
- Chassé P, Cogos S, Fouqueray T (2020) La thèse interdisciplinaire en sciences de l'environnement, des défis à relever et des opportunités à saisir: regards de doctorants. *Natures Sciences Sociétés*, 28, 2, 159-168.
- Chauveau M, Chazot S, Perrin C, Bourgin PY, Sauquet E, Vidal JP, ... & De Lacaze X (2013) Quels impacts des changements climatiques sur les eaux de surface en France à l'horizon 2070?. *La Houille Blanche*, (4), 5-15.
- Chaves HM, Camelo APS, Mendes RM (2012) Groundwater discharge as affected by land use change in small catchments: A hydrologic and economic case study in Central Brazil. *Climate Change Effects on Groundwater Resources: A Global Synthesis of Findings and Recommendations*; Treidel, H., Martin-Bordes, JL, Gurdak, JJ, Eds, 49-62.
- Chen IC, Hill JK, Ohlemüller R, Roy DB, Thomas CD (2011) Rapid range shifts of species associated with high levels of climate warming. *Science*, 333(6045), 1024-1026.
- Chen S, Michael D (2005) *Serious Games: Games that Educate, Train and Inform*. USA, Thomson Course Technology.
- Chen S, Pollino CA (2012) Good practice in Bayesian network modelling. *Environmental Modelling and Software* 37, 134e145.
- Chen Y, Zilliacus H, Li WH, Zhang HF, Chen YP (2006) Ground-water level affects plant species diversity along the lower reaches of the Tarim river, Western China. *Journal of Arid Environments* 66:231-246.
- Chen Z, Grasby SE, Osadetz KG (2004) Relation between climate variability and groundwater levels in the upper carbonate aquifer, southern Manitoba, Canada. *Journal of Hydrology*, 290(1-2), 43-62.
- Chenorkian R (2020) Conception et mise en œuvre de l'interdisciplinarité dans les Observatoires hommes-milieux (OHM, CNRS). *Natures Sciences Sociétés*. <https://doi.org/10.1051/nss/2021002>
- Chertow MR (2000) The IPAT equation and its variants. *Journal of industrial ecology*, 4(4):13-29. <https://doi.org/10.1162/10881980052541927>
- Chew C, Zabel A, Lloyd GJ, Gunawardana I, Monninkhoff B (2014) A serious gaming approach for serious stakeholder participation. 11th International Conference on Hydroinformatics. New York, USA.
- Chorover J, Kretschmar R, Garcia-Pichel F, Sparks DL (2007) Soil biogeochemical processes in the critical zone. *Elements* 3, 321-326.
- Chow VT (1964) *Handbook of Applied Hydrology*. McGraw-Hill, New York, NY.
- Christensen JH, Carter TR, Rummukainen M, Amanatidis G (2007) Evaluating the performance and utility of regional climate models: the PRUDENCE project. *Climatic Change*, 81, 1-6.
- Christensen NS, Lettenmaier DP (2007) A multimodel ensemble approach to assessment of climate change impacts on the hydrology and water resources of the Colorado River Basin. *Hydrology and Earth System Sciences*, 11(4), 1417-1434.
- Clark DA (2002) Are tropical forests an important carbon sink? Reanalysis of the long-term plot data. *Ecological Applications*, 12(1):3-7.

- Clarke KC (2008) A Decade of Cellular Modeling with SLEUTH: Unresolved Issues and Problems, Ch.3 in Planning Support Systems for Cities and Regions. Lincoln Institute of Land Policy, Cambridge, MA, pp. 47–60.
- Clarke KC, Gaydos LJ (1998) Loose-coupling a cellular automaton model and GIS: long-term urban growth prediction for San Francisco and Washington/Baltimore. *International journal of geographical information science*, 12(7), 699-714.
- Clarke KC, Hoppen S, Gaydos L (1997) A self-modifying cellular automaton model of historical urbanization in the San Francisco Bay area. *Environment and planning B: Planning and design*, 24(2), 247-261.
- Claussen M, Cox PM, Zeng X, Viterbo P, Beljaars ACM, Betts RA, Bolle H-J, Chase T, Koster R (2004) The global climate. In: Kabat P, Claussen M, Dirmeyer PA, Gosh JHC, De Guenni LB, Meybeck M, Pielke RA, Vörösmarty CJ, Hutjes RWA, Lütkeemeier S (Eds.), *Vegetation, Water, Humans and the Climate: A New Perspective on an Interactive System*. Springer, Germany, pp. 33–57.
- Clement CR, Denevan WM, Heckenberger MJ, Junqueira AB, Neves EG, Teixeira WG, Woods WI (2015) The domestication of Amazonia before European conquest. *Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences*, 282(1812), 20150813.
- Coche A (2021) Modélisation de la dégradation bactérienne de solutés organiques dans les sols: impact couplé des traits biologiques bactériens, des répartitions spatiales et des processus de transport. PhD Thesis, Université Rennes 1.
- Collins SL, Knapp AK, Briggs JM, Blair JM, Steinauer EM (1998) Modulation of diversity by grazing and mowing in native tallgrass prairie. *Science*, 280(5364), 745-747.
- Colmet-Daage A, Sanchez-Gomez E, Ricci S, Llovel C, Borrell Estupina V, Quintana-Seguí P, Llasat MC, Servat E (2018) Evaluation of uncertainties in mean and extreme precipitation under climate change for northwestern Mediterranean watersheds from high-resolution Med and Euro-CORDEX ensembles. *Hydrol. Earth Syst. Sci.* 22, 673–687. <https://doi.org/10.5194/hess-22-673-2018>
- Colsaet A, Laurans Y, Levrel H (2018) What drives land take and urban land expansion? A systematic review. *Land Use Policy*, 79, 339-349.
- Commere R (1989) Le développement local en milieu rural. Université de Saint, 221p.
- Condon LE, Markovich KH, Kelleher CA, McDonnell JJ, Ferguson G, McIntosh JC (2020) Where Is the Bottom of a Watershed? *Water Resources Research*, 56(3). <https://doi.org/10.1029/2019WR026010>
- Conroy MM, Berke PR (2004) What makes a good sustainable development plan? An analysis of factors that influence principles of sustainable development. *Environment and planning A*, 36(8), 1381-1396.
- Cooney CM (2012) Downscaling climate models: sharpening the focus on local-level changes. *Environmental Health Perspectives*, 120, a22–a28.
- Cooper GS, Willcock S, Dearing JA (2020) Regime shifts occur disproportionately faster in larger ecosystems. *Nature Communications*, 11(1), 1-10.
- Cordobes S (2010) Les plis de Territoires 2040. Délégation à l'aménagement du territoire et à l'action régionale (DATAR), Territoires 2040. La Documentation Française, Paris.
- Cornette N (2022) Impacts du changement climatique sur les ressources en eau de subsurface à l'horizon 2050-2100 dans un contexte de milieux de socle cristallin. PhD Thesis, University of Rennes 1, France, 203 pages.
- Corson-Dosch H, Nell C, Volentine R, Archer AA, Bechtel E, Bruce JL, Felts N, Gross TA, Lopez-Trujillo D, Riggs CE, Read EK (2022) The water cycle. USGS Water Science School. <https://www.usgs.gov/media/files/water-cycle-poster-pdf>
- Costa MH, Botta A, Cardille JA (2003) Effects of large-scale changes in land cover on the discharge of the Tocantins River, Southeastern Amazonia. *Journal of Hydrology*, 283(1-4), 206-217.
- Courant D (2020) Des mini-publics délibératifs pour sauver le climat? Analyses empiriques de l'Assemblée citoyenne irlandaise et de la Convention citoyenne française. *Archives de philosophie du droit*, 62(1), 485-507.
- Cour des comptes (2023) Rapport public annuel 2023 : La décentralisation 40 ans après. Une organisation inadaptée aux enjeux de la gestion quantitative de l'eau, 471-503. https://www.ccomptes.fr/system/files/2023-03/20230310-RPA-2023_0.pdf
- Coutureau E, Hupé J-M, Lemerle S, Naudé J, Procyk E (2022) *Pourquoi détruit-on la planète ? Les dangers des explications pseudo-neuroscientifiques*. Le Monde. https://www.lemonde.fr/sciences/article/2022/07/07/pourquoi-detruit-on-la-planete-les-dangers-des-explications-pseudo-scientifiques_6133775_1650684.html

- Creed IF, Jones JJ, Archer Van Garderen E, Claassen M, Ellison D, McNulty SG, et al. (2019) Managing Forests for Both Downstream and Downwind Water. *Frontiers in Forests and Global Change*, 2, 64.
- Creed IF, Lane CR, Serran JN, Alexander LC, Basu NB, Calhoun AJ, DeKeyser E (2017) Enhancing protection for vulnerable waters. *Nature geoscience*, 10(11), 809-815.
- Crimmins SM, Dobrowski SZ, Greenberg JA, Abatzoglou JT, Mynsberge AR (2011) Changes in climatic water balance drive downhill shifts in plant species' optimum elevations. *Science*, 331(6015), 324-327.
- Crist E (2012) Abundant Earth and the population question. In *Life on the Brink: Environmentalists Confront Overpopulation*, Cafaro P, Crist E (Eds). University of Georgia Press, Georgia, USA, pp. 141-151.
- Crist E, Mora C, Engelman R (2017) The interaction of human population, food production, and biodiversity protection. *Science* 356 (6335), 260-264. <http://doi.org/10.1126/science.aal2011>
- Crozier M, Thoenig JC (1975) La régulation des systèmes organisés complexes: le cas du système de décision politico-administratif local en France. *Revue française de sociologie*, 3-32.
- Crutzen PJ (2002) The "anthropocene". *Journal de Physique IV*, 12(10), 1-5.
- Daly HE, Farley J (2003) *Ecological Economics: Principles And Applications*, 1st edition. Island Press.
- D'aquino P, Le Page C, Bousquet F, Bah A (2002) A novel mediating participatory modelling: the self-design process to accompany collective decision making. *International journal of agricultural resources, governance and ecology*, 2(1), 59-74.
- D'aquino P, Le Page C, Bousquet F, Bah A (2003) Using self-designed role-playing games and a multi-agent system to empower a local decision-making process for land use management: The SelfCormas experiment in Senegal. *Journal of artificial societies and social simulation*, 6(3).
- Daucé P, Léon Y (1982) L'évolution de l'agriculture bretonne depuis 1850: quelques données. INRA Rennes, *Sciences Agronomiques*, (2), 96-p.
- Daufresne M, Boet P (2007) Climate change impacts on structure and diversity of fish communities in rivers. *Global Change Biology*, 13(12), 2467-2478.
- Daufresne M, Roger MC, Capra H, Lamouroux N (2004) Long-term changes within the invertebrate and fish communities of the Upper Rhône River: effects of climatic factors. *Global Change Biology*, 10(1), 124-140.
- Davodeau H (2021) *L'action paysagère*. Éditions Quæ, Versailles.
- Dawson TE, Pate JS (1996) Seasonal water uptake and movement in root systems of Australian phraeatophytic plants of dimorphic root morphology: a stable isotope investigation. *Oecologia*, 107(1), 13-20.
- De Angelis A, Dominguez F, Fan Y, Robock A, Kustu MD, Robinson D (2010) Evidence of enhanced precipitation due to irrigation over the Great Plains of the United States. *Journal of Geophysical Research: Atmospheres*, 115(D15).
- Dearing JA, Braimoh AK, Reenberg A, Turner BL, Van der Leeuw S (2010) Complex land systems: the need for long time perspectives to assess their future. *Ecology and Society*, 15(4).
- De Bolle M (2019) *The Amazon Is a Carbon Bomb: How Can Brazil and the World Work Together to Avoid Setting It Off?* PIIE: Policy Brief, 19-15.
- Debortoli NS, Dubreuil V, Hirota M, Filho SR, Lindoso DP, Nabucet J (2017) Detecting deforestation impacts in Southern Amazonia rainfall using rain gauges. *International Journal of Climatology*, 37(6), 2889-2900.
- De Godoy Leski C (2021) *Vers une gouvernance anticipative des changements globaux. L'emprise des interdépendances socioécologiques sur une métropole estuarienne: Bordeaux Métropole et l'estuaire de la Gironde*. PhD Thesis, Université de Bordeaux, Bordeaux.
- De Graaf IE, Gleeson T, Van Beek LR, Sutanudjaja EH, Bierkens MF (2019) Environmental flow limits to global groundwater pumping. *Nature*, 574(7776), 90-94.
- De Graaf IE, Van Beek RL, Gleeson T, Moosdorf N, Schmitz O, Sutanudjaja EH, Bierkens MF (2017) A global-scale two-layer transient groundwater model: Development and application to groundwater depletion. *Advances in Water Resources*, 102, 53-67.
- De Graaf IE, Van Beek RL, Wada Y, Bierkens MF (2014) Dynamic attribution of global water demand to surface water and groundwater resources: effects of abstractions and return flows on river discharges. *Adv. Water Resour.* 64, 21-33.
- De Fries R, Eshleman KN (2004) Land-use change and hydrologic processes: a major focus for the future. *Hydrological processes*, 18(11), 2183-2186.
- De Jouvenel B (1967) *The Art of Conjecture*. Basic Books, New York, NY.
- Deitch MJ, Merenlender AM, Feirer S (2013) Cumulative effects of small reservoirs on streamflow in northern coastal California catchments. *Water Resources Management*, 27, 5101-5118.

- Del Giudice G, Rasulo G, Siciliano D, Padulano R (2014) Combined effects of parallel and series detention basins for flood peak reduction. *Water resources management*, 28, 3193-3205.
- Delamarre A (2002) *La prospective territoriale*. La Documentation Française, Collection Territoire en Mouvement, Paris.
- Delannoy I (2017) *L'économie symbiotique: Régénérer la planète, l'économie, la société*. Éditions Actes Sud.
- Delcourt HR (1987) The impact of prehistoric agriculture and land occupation on natural vegetation. *Trends in Ecology and Evolution*, 2(2), 39-44.
- Delcourt HR, Delcourt PA (1991) *Quaternary ecology: a paleoecological perspective*. Springer Science and Business Media.
- De Menthière N, Lacroix D, Schmitt B, Béthinger A, David, B., Didier, C., et al. (2016) *Visions du futur et environnement: Les grandes familles de scénarios issues d'une analyse de prospectives internationales relatives à l'environnement*. Rapport du GT Prospective au Conseil d'AllEnvi, vol. 1: rapport final de l'étude ScénEnvi, vol. 2: recueil des fiches prospectives
- Denevan WM (1992) The pristine myth: the landscape of the Americas in 1492. *Annals of the Association of American Geographers*, 82(3), 369-385.
- De Nijs TC, De Niet R, Crommentuijn L (2004) Constructing land-use maps of the Netherlands in 2030. *Journal of environmental management*, 72(1-2), 35-42.
- Desage F, Guéranger D (2011) *La politique confisquée: sociologie des réformes et des institutions intercommunales*. Editions du Croquant.
- Descola P (2013) Beyond nature and culture. In *The handbook of contemporary animism* (pp. 77-91). Routledge.
- Dewandel B, Lachassagne P, Wyns R, Maréchal JC, Krishnamurthy NS (2006) A generalized 3-D geological and hydrogeological conceptual model of granite aquifers controlled by single or multiphase weathering. *Journal of Hydrology*, 330(1-2), 260-284. <https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2006.03.026>
- Diamond J (2005) *Collapse: How societies choose to fail or succeed*. Penguin.
- Dias LCP, Macedo MN, Costa MH, Coe MT, Neill C (2015) Effects of land cover change on evapotranspiration and streamflow of small catchments in the Upper Xingu River Basin, Central Brazil. *Journal of Hydrology: Regional Studies*, 4, 108-122.
- Dias da Silva P, Heaton L, Millerand F (2017) Une revue de littérature sur la «science citoyenne»: la production de connaissances naturalistes à l'ère numérique. *Natures Sciences Sociétés*, 25(4), 370-380.
- Díaz S, Pascual U, Stenseke M, Martín-López B, Watson RT, Molnár Z, et al. (2018) Assessing nature's contributions to people. *Science*, 359(6373):270-272. <https://doi.org/10.1126/science.aap8826>
- Di Baldassarre F, Castellarin A, Brath A (2009) Analysis of the effects of levee heightening on flood propagation: example of the River Po, Italy. *Hydrol Sci J*; 54: 1007-17.
- Dickinson RE, Errico RM, Giorgi F, Bates GT (1989) A regional climate model for the western United States. *Climatic change*, 15, 383-422.
- Didier E (2009) *En quoi consiste l'Amérique? Les statistiques, le new deal et la démocratie*. La Découverte, Paris, 318p.
- Di Napoli RJ, Rieth TM, Lipo CP, Hunt TL (2020) A model-based approach to the tempo of "collapse": The case of Rapa Nui (Easter Island). *Journal of Archaeological Science*, 116, 105094.
- Dinerstein E, Olson D, Joshi A, Vynne C, Burgess ND, Wikramanayake E, et al. (2017) An ecoregion-based approach to protecting half the terrestrial realm. *BioScience*, 67(6):534-545. <https://doi.org/10.1093/biosci/bix014>
- Diniz FH, Kok K, Hoogstra-Klein MA, Arts B (2015) Mapping future changes in livelihood security and environmental sustainability based on perceptions of small farmers in the Brazilian Amazon. *Ecol. Soc.* 20 (2), 26.
- Djaouti D, Alvarez J, Jessel JP (2011) Classifying serious games: the G/P/S model. In *Handbook of research on improving learning and motivation through educational games: Multidisciplinary approaches* (pp. 118-136). IGI global.
- Doidy E (2003) Faire entendre la voix des usagers dans les concertations environnementales. *Sociologies pratiques*, (7), 49-64.
- Döll P (2002) Impact of climate change and variability on irrigation requirements: A global perspective. *Climatic Change* 54, 269-293.
- Döll P, Siebert S (2002) Global modeling of irrigation water requirements. *Water resources research*, 38(4), 8-1.
- Dong N, Liu Z, Luo M, Fang C, Lin H (2019a) The effects of anthropogenic land use changes on climate in China driven by global socioeconomic and emission scenarios. *Earth's Future*, 7(7), 784-804.

- Dong N, Yu Z, Yang C, Yang M, Wang W (2019b) Hydrological impact of a reservoir network in the upper Gan River Basin, China. *Hydrological Processes*, 33(12), 1709-1723.
- Donges JF, Heitzig J, Barfuss W, Wiedermann M, Kassel JA, Kittel T, ... & Lucht W (2020) Earth system modeling with endogenous and dynamic human societies: the copan: CORE open World–Earth modeling framework. *Earth System Dynamics*, 11(2), 395-413.
- Downey SS, Haas Jr WR, Shennan SJ (2016) European Neolithic societies showed early warning signals of population collapse. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 113(35), 9751-9756.
- Draper AJ, Jenkins MW, Kirby KW, Lund JR, Howitt RE (2003) Economic-engineering optimization for California water management. *Journal of water resources planning and management*, 129(3), 155-164.
- Drobinski P, Anav A, Lebeaupin Brossier C, Samson G, Stéfanon M, Bastin S, Baklouti M, Beranger K, Beuvier J, Bourdallé-Badie R, Coquarth L, D'Andrea F, de Noblet-Ducoudré N, Diaze F, Dutay JC, Etheij C, Foujols MA, Khvorostyanova O, Madecc G, Mancipj M, Massonc S, Menuta L, Palmierii J, Polchera J, Turquetya S, Valckeh S, Viovy N (2012) Model of the Regional Coupled Earth system (MORCE): application to process and climate studies in vulnerable regions. *Environmental Modelling and Software* 35, 1e18.
- Ducos G (2003) Prospective et changement climatique: six images du bassin versant de la Seine en 2050, Rapport de DEA, Institut National Agronomique Paris-Grignon, Spécialisation "Economie de l'environnement et des ressources naturelles", 63 p.
- Duke RD (1974) *Gaming: The Future's Language*, London, SAGE, 223 p.
- Dulong D (1996) Quand l'économie devient politique. La conversion de la compétence économique en compétence politique sous la Ve République. *Politix. Revue des sciences sociales du politique*, 9(35), 109-130.
- Dung LC, Hoanh CT, Le Page C, Bousquet F, Gajasen N (2009) Facilitating dialogue between aquaculture and agriculture: lessons from role-playing games with farmers in the Mekong Delta, Vietnam. *Water Policy*, 11(S1), 80-93.
- Durack PJ, Wijffels SE, Matear RJ (2012) Ocean salinities reveal strong global water cycle intensification during 1950 to 2000. *science*, 336(6080), 455-458.
- Duran P, Thoenig JC (1996) L'Etat et la gestion publique territoriale. *Revue française de science politique*, 580-623.
- Durance P, Godet M (2010) Scenario building: uses and abuses. *Technological Forecasting and Social Change* 77 (9), 1492.
- Durance I, Ormerod SJ (2007) Climate change effects on upland stream macroinvertebrates over a 25-year period. *Global change biology*, 13(5), 942-957.
- Durand J (1972) A new method for constructing scenarios. *Futures*, 4(4), 325-330.
- Eamus D (2009) *Identifying groundwater dependent ecosystems: A guide for land and water managers*. University of Technology, Land and Water Australia, Sydney, Australia.
- Eamus D, Froend R (2006) Groundwater-dependent ecosystems: the where, what and why of GDEs. *Australian Journal of Botany*, 54(2), 91-96.
- Eamus D, Hatton T, Cook PG, Colvin C (2006a) *Ecohydrology: vegetation function, water and resource management*. CSIRO Publishing, Australia.
- Eamus D, Froend R, Loomes R, Hose G, Murray B (2006b) A functional methodology for determining the groundwater regime needed to maintain the health of groundwater-dependent vegetation. *Australian Journal of Botany*, 54(2), 97-114.
- EEA (2014) Projected change in annual and summer precipitation : mapping results of the EURO-CORDEX initiative. European Environment Agency. <https://www.eea.europa.eu/data-and-maps/figures/projected-changes-in-annual-and-4>
- Ehrlich PR (1968) *The population bomb*. Buccaneer Books, New York, US.
- Ehrlich PR, Ehrlich AH (2013) Can a collapse of global civilization be avoided?. *Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences*, 280(1754), 20122845.
- Ehrlich PR, Holdren JP (1971) Impact of population growth. *Science*, 171(3977):1212-1217. <https://www.jstor.org/stable/1731166>
- Ehrlich PR, Holdren JP (1972) A bulletin dialogue on the 'Closing Circle': Critique: One dimensional ecology. *Bulletin of the Atomic Scientists*, 28(5):16-27. <https://doi.org/10.1080/00963402.1972.11457930>
- Eisenbies MH, Aust WM, Burger JA, Adams MB (2007) Forest operations, extreme flooding events, and considerations for hydrologic modeling in the Appalachians—A review. *Forest Ecology and Management*, 242(2-3), 77-98.
- Elhacham E, Ben-Uri L, Grozovski J, Bar-On YM, Milo R (2020) Global human-made mass exceeds all living biomass. *Nature*, 588(7838), 442-444.

- Ellis EC, Gauthier N, Goldewijk KK, Bird RB, Boivin N, Díaz S, et al. (2021) People have shaped most of terrestrial nature for at least 12,000 years. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 118(17).
- Ellis EC, Goldewijk K, Siebert S, Lightman D, Ramankutty N (2010) Anthropogenic transformation of the biomes, 1700 to 2000. *Global ecology and biogeography*, 19(5), 589-606.
- Ellison AM, Bank MS, Clinton BD, Colburn EA, Elliott K, Ford CR, Mohan J (2005) Loss of foundation species: consequences for the structure and dynamics of forested ecosystems. *Frontiers in Ecology and the Environment*, 3(9), 479-486.
- Ellison D, Morris CE, Locatelli B, Sheil D, Cohen J, Murdiyarto D, Gaveau D (2017) Trees, forests and water: Cool insights for a hot world. *Global Environmental Change*, 43, 51-61.
- Elmore AJ, Manning SJ, Mustard JF, Craine JM (2006) Decline in alkali meadow vegetation cover in California: the effects of groundwater extraction and drought. *Journal of Applied Ecology* 43:770-779.
- Éloi L (2012) Quelle place de l'économie dans la science de la soutenabilité. *Économie du développement soutenable*, Paris, OFCE, 7-12.
- Elshall AS, Arik AD, El-Kadi AI, Pierce S, Ye M, Burnett KM, Chun G (2020) Groundwater sustainability: A review of the interactions between science and policy. *Environmental Research Letters*, 15(9), 093004.
- Erman NA, Erman DC (1995) Spring permanence, Trichoptera species richness, and the role of drought. *Journal of the Kansas entomological Society*, 50-64.
- Escobar A (2016) *Sentir-penser avec la Terre, L'écologie au-delà de l'Occident*. Seuil, Paris.
- Eshleman KN (2004) Hydrological consequences of land use change: A review of the state-of-science. Washington DC American Geophysical Union Geophysical Monograph Series, 153, 13-29.
- Etienne M (2006) Companion modelling: a tool for dialogue and concertation in biosphere reserves. UNESCO-MAB. Technical Notes 1, 44-52.
- Etienne M (2010) *La modélisation d'accompagnement: une démarche en appui au développement durable*. Paris, Quae éditions.
- Etienne M (2012) La modélisation d'accompagnement: une forme particulière de géoprospective. *Espace géographique*, 41(2), 128-137.
- Etienne M (2013) Companion modelling: a participatory approach to support sustainable development. Springer Science and Business Media.
- Etienne M, Du Toit DR, Pollard S (2011) ARDI: a co-construction method for participatory modeling in natural resources management. *Ecology and society*, 16(1).
- Etienne M, Le Page C, Cohen M (2003) A step-by-step approach to building land management scenarios based on multiple viewpoints on multi-agent system simulations. *Journal of Artificial Societies and Social Simulation* 6, 1-27.
- Evans CD (2005) Modelling the effects of climate change on an acidic upland stream. *Biogeochemistry*, 74(1), 21-46.
- Evans K, Velarde SJ, Prieto RP, Rao SN, Sertzen S, Dávila K, ... & De Jong W (2006) *Field guide to the future: Four ways for communities to think ahead*. CIFOR.
- Eyring V, Bony S, Meehl GA, Senior CA, Stevens B, Stouffer RJ, Taylor KE (2016) Overview of the Coupled Model Intercomparison Project Phase 6 (CMIP6) experimental design and organization. *Geoscientific Model Development*, 9(5), 1937-1958.
- Fabre A, Apouey B, Douenne T, Giraudet LG, Laslier JF, Macé A (2020) *Convention Citoyenne pour le Climat: Les citoyens de la Convention comparés à des échantillons représentatifs de la population française*. Note de travail.
- Falkenmark M (1997) Meeting water requirements of an expanding world population. *Philosophical Transactions of the Royal Society of London. Series B: Biological Sciences*, 352(1356), 929-936.
- Falkenmark M, Andersson L, Castansson R, Sundbland K, Batchelor C, Gardiner J, Rackstrom J (1999) *Water a reflection of land use: Options for counteracting land and water mismanagement*. Swedish Natural Science Council NFR, Stockholm, Sweden.
- Falkenmark M, Wang-Erlandsson L, Rockström J (2019) Understanding of water resilience in the Anthropocene. *Journal of Hydrology X*, 2, 100009.
- Famiglietti JS (2014) The global groundwater crisis. *Nature Climate Change*, 4(11), 945-948.
- Fan Y (2015) Groundwater in the Earth's critical zone: Relevance to large-scale patterns and processes. *Water Resources Research*, 51(5), 3052-3069.
- Fan Y, Li H, Miguez-Macho G (2013) Global patterns of groundwater table depth. *Science*, 339(6122), 940-943.
- Fan Y, Miguez-Macho G, Jobbágy EG, Jackson RB, Otero-Casal C (2017) Hydrologic regulation of plant rooting depth. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 114(40), 10572-10577.

- FAO (2019) The State of the World's Biodiversity for Food and Agriculture (J. Bélanger and D. Pilling (eds.)). Food and Agriculture Organization of the United Nations, Commission on Genetic Resources for Food and Agriculture Assessments, Rome, Italy. 572 pp.
- FAO (2021) L'État des ressources en terres et en eau pour l'alimentation et l'agriculture dans le monde - Des systèmes au bord de la rupture. Rapport de synthèse 2021. Rome. <https://doi.org/10.4060/cb7654fr>
- Farahbakhsh I, Bauch CT, Anand M (2022) Modelling coupled human–environment complexity for the future of the biosphere: strengths, gaps and promising directions. *Philosophical Transactions of the Royal Society B*, 377(1857), 20210382.
- Farley KA, Jobbágy EG, Jackson RB (2005) Effects of afforestation on water yield: a global synthesis with implications for policy. *Global change biology*, 11(10), 1565-1576.
- Federer CA, Lash D (1978) Simulated streamflow response to possible differences in transpiration among species of hardwood trees. *Water Resources Research*, 14(6), 1089-1097.
- Fedoroff NV, Battisti DS, Beachy RN, Cooper PJ, Fischhoff DA, Hodges CN, Reynolds MP (2010) Radically rethinking agriculture for the 21st century. *science*, 327(5967), 833-834.
- Felfelani F, Wada Y, Longuevergne L, Pokhrel YN (2017) Natural and human-induced terrestrial water storage change: A global analysis using hydrological models and GRACE. *Journal of Hydrology*, 553, 105-118.
- Fennessey LA, Hamlett JM, Aron G, LaSota D (2001) Changes in runoff due to stormwater management pond regulations. *Journal of Hydrologic Engineering*, 6(4), 317-327.
- FEP (2019) Manifeste pour une eau durable. La gestion publique, un choix d'avenir pour les territoires. France Eau Publique, FNCCR, Paris.
- Ferber J (1999) Multi-agent Systems. An Introduction to Distributed Artificial Intelligence. Addison-Wesley, London.
- Fernandez N, Torres A, Wolf F, Quintero L, Pereira HM (2020) Boosting Ecological Restoration for a Wilder Europe. Making the Green Deal Work for Nature. Martin-Luther-Universität Halle-Wittenberg, Halle, Germany.
- Ferrand N, Hassenforder E, Aquae-Gaudi W (2021) L'approche COOPLAGE. Quand les acteurs modélisent ensemble leur situation, principes ou plans pour décider et changer durablement, en autonomie. *Sciences Eaux et Territoires*, 35, 14-23. <https://doi.org/10.3917/set.035.0014>
- Field CB, Lobell DB, Peters HA, Chiariello NR (2007) Feedbacks of terrestrial ecosystems to climate change. *Annu. Rev. Environ. Resour.*, 32, 1-29.
- Filatova T, Polhill JG, Van Ewijk S (2016) Regime shifts in coupled socio-environmental systems: Review of modelling challenges and approaches. *Environmental modelling and software*, 75, 333-347.
- Fischer AR, Tobi H, Ronteltap A (2011) When natural met social: a review of collaboration between the natural and social sciences. *Interdisciplinary Science Reviews*, 36(4), 341-358.
- Fischer G, Tubiello FN, Van Velthuisen H, Wiberg DA (2007) Climate change impacts on irrigation water requirements: Effects of mitigation, 1990–2080. *Technological Forecasting and Social Change*, 74(7), 1083-1107.
- Flatrès P (1979) L'évolution des bocages: la région Bretagne. *Noréis*, 103(1), 303-320.
- Flipo F (2017) Interdisciplinarité et transdisciplinarité à l'épreuve des revues anglophones. *Natures Sciences Sociétés*, 25, 1, 48-55.
- Flörke M, Kynast E, Bärlund I, Eisner S, Wimmer F, Alcamo J (2013) Domestic and industrial water uses of the past 60 years as a mirror of socio-economic development: A global simulation study. *Global Environmental Change*, 23(1), 144-156.
- Freeze RA, Cherry JA (1979) *Groundwater* (Prentice-Hall (ed.)).
- Foley JA, Costa MH, Delire C, Ramankutty N, Snyder P (2003) Green surprise? How terrestrial ecosystems could affect earth's climate. *Frontiers in Ecology and the Environment*, 1(1), 38-44.
- Foley JA, DeFries R, Asner GP, Barford C, Bonan G, Carpenter SR, Helkowski JH (2005) Global consequences of land use. *Science*, 309(5734), 570-574.
- Ford FA (1999) *Modeling the Environment: an Introduction to System Dynamics Models of Environmental Systems*. Island Press, Washington, DC.
- Foster SSD, Chilton PJ (2003) *Groundwater: the processes and global significance of aquifer degradation*. *Philosophical Transactions of the Royal Society of London. Series B: Biological Sciences*, 358(1440), 1957-1972.
- France 3 (2020) Vosges : la forêt pourrait flamber comme dans le Sud de la France. <https://france3-regions.francetvinfo.fr/grand-est/vosges/vosges-foret-pourrait-flamber-sud-france-1884684.html>
- Fressoz JB, Bonneuil C (2017) Growth unlimited: The idea of infinite growth from fossil capitalism to green capitalism. In *History of the Future of Economic Growth* (pp. 52-68). Routledge.
- Frickel DG (1972) *Hydrology and Effects of Conservation Structures, Willow Creek Basin, Valley County, Montana: 1954-68*. US Government Printing Office.

- Fu B, Li Y (2016) Bidirectional coupling between the Earth and human systems is essential for modeling sustainability. *Natl Sci Rev*, 3(4):397-398.
- Gaillardet J, Boudia S (2021) La Zone critique. Vers de nouvelles pratiques scientifiques pour réduire les ignorances dans l'anthropocène. *Revue d'anthropologie des connaissances*, 15(15-4).
- Gaillardet J, Braud I, Hankard F, Anquetin S, Bour O, Dorfliger N, ... & Zitouna R (2018) OZCAR: The French network of critical zone observatories. *Vadose Zone Journal*, 17(1), 1-24.
- Galea G, Vasquez-Paulus B, Renard B, Breil P (2005) L'impact des prélèvements d'eau pour l'irrigation sur les régimes hydrologiques des sous-bassins du Tescou et de la Séoune (bassin Adour-Garonne, France). *Revue des Sciences de l'Eau*, 18(3), 273-305.
- Ganivet E (2020) Growth in human population and consumption both need to be addressed to reach an ecologically sustainable future. *Environment, Development and Sustainability*, 1-20.
- Gao G, Fu B, Wang S, Liang W, Jiang X (2016) Determining the hydrological responses to climate variability and land use/cover change in the Loess Plateau with the Budyko framework. *Science of the Total Environment*, 557, 331-342.
- Garcia-Olivares A, Solé J (2015) End of growth and the structural instability of capitalism—From capitalism to a Symbiotic Economy. *Futures*, 68, 31-43.
- Gardette T (2020) « *La faute à notre cerveau, vraiment ? Les erreurs du Bug humain de S. Bohler*. Bon Pote. <https://bonpote.com/la-faute-a-notre-cerveau-vraiment-les-erreurs-du-bug-humain-de-s-bohler/>
- Gaston KJ (2000) Global patterns in biodiversity. *Nature*, 405:220-227. <https://doi.org/10.1038/35012228>
- Gause GF (1934) *The Struggle for Existence*. Williams and Wilkin, Baltimore.
- Gentine P, Green JK, Guérin M, Humphrey V, Seneviratne SI, Zhang Y, Zhou S (2019) Coupling between the terrestrial carbon and water cycles—a review. *Environmental Research Letters*, 14(8), 083003.
- Gerten D, Schaphoff S, Lucht W (2007) Potential future changes in water limitations of the terrestrial biosphere. *Climatic Change*, 80(3-4), 277-299.
- Ghazavi G, Thomas Z, Hamon Y, Marie JC, Corson M, Mérot P (2008) Hedgerow impacts on soil-water transfer due to rainfall interception and root-water uptake. *Hydrological Processes: An International Journal*, 22(24), 4723-4735.
- Ghazoul J, Sheil D (2010) *Tropical Rain Forest Ecology, Diversity, and Conservation*. University Press, Oxford.
- Gibbs D, Harris N, Seymour F (2018) *By the Numbers: The Value of Tropical Forests in the Climate Change Equation*. World resources institute, Washington, USA. <https://www.wri.org/blog/2018/10/numbers-value-tropical-forests-climate-change-equation>
- Gilbert C, Henry E (2012) La définition des problèmes publics: entre publicité et discrétion. *Revue française de sociologie*, 53(1), 35-59.
- Giordano M (2009) Global groundwater? Issues and solutions. *Annual review of Environment and Resources*, 34, 153-178. <https://doi.org/10.1146/annurev.enviro.030308.100251>
- Giorgi F, Bates GT (1989) The climatological skill of a regional model over complex terrain. *Monthly Weather Review*, 117(11), 2325-2347..
- Giorgi F (1990) Simulation of regional climate using a limited area model nested in a general circulation model. *Journal of Climate*, 3(9), 941-963.
- Githui F, Mutua F, Bauwens W (2009) Estimating the impacts of land-cover change on runoff using the soil and water assessment tool (SWAT): case study of Nzoia catchment, Kenya. *Hydrological sciences journal*, 54(5), 899-908.
- Gleeson T, Alley WM, Allen DM, Sophocleous MA, Zhou Y, Taniguchi M, VanderSteen J (2012) Towards sustainable groundwater use: Setting long-term goals, backcasting, and managing adaptively. *Groundwater*, 50(1), 19-26.
- Gleeson T, Moosdorf N, Hartmann J, van Beek LPH (2014) A glimpse beneath earth's surface: GLobal HYdrogeology MaPS (GLHYMPS) of permeability and porosity. *Geophysical Research Letters*, 41, 3891–3898. <https://doi.org/10.1002/2014GL059856>
- Gleeson T, Richter B (2018) How much groundwater can we pump and protect environmental flows through time? Presumptive standards for conjunctive management of aquifers and rivers. *River research and applications*, 34(1), 83-92.
- Global Wealth Report (2018) *Global Wealth Report – 2018 edition*. Crédit Suisse.
- Gneezy U, Meier S, Rey-Biel P (2011) When and why incentives (don't) work to modify behavior. *Journal of economic perspectives*, 25(4), 191-210.
- Godet M (1979) *The Crisis in Forecasting and the Emergence of the Prospective Approach: With Case Studies in Energy and Air Transport*. Pergamon Press, Oxford.
- Godet M (1986) Introduction to la prospective: seven key ideas and one scenario method. *Futures*, 18(2), 134-157.

- Godet M (1992) De l'anticipation à l'action. Dunod, 392 pp.
- Goldsmith GR (2013) Changing directions: the atmosphere-plant-soil continuum. *New Phytologist*, 199(1), 4-6.
- Görgen K, Beersma J, Brahmer G, Buiteveld H, Carambia M, De Keizer O, ... & Volken D (2010) Assessment of climate change impacts on discharge in the Rhine River Basin: results of the RheinBlick2050 project. Lelystad: International Commission for the Hydrology of the Rhine Basin.
- Gougou F, Persico S (2020) Décider ensemble. La convention citoyenne pour le climat et le défi démocratique. La vie des idées.
- Gray SA, Gray S, De Kok JL, Helfgott AE, O'Dwyer B, Jordan R, Nyaki A (2015) Using fuzzy cognitive mapping as a participatory approach to analyze change, preferred states, and perceived resilience of social-ecological systems. *Ecology and Society*, 20(2).
- Graber F (2022) Inutilité publique. Histoire d'une culture politique française. Amsterdam éditions.
- Green TR, Taniguchi M, Kooi H, Gurdak JJ, Allen DM, Hiscock KM, Aureli A (2011) Beneath the surface of global change: Impacts of climate change on groundwater. *Journal of Hydrology*, 405(3-4), 532-560.
- Greening LA, Greene DL, Difiglio C (2000) Energy efficiency and consumption—the rebound effect—a survey. *Energy Policy*, 28: 389–401.
- Griebler C, Danielopol DL, Gibert J (2001) Groundwater ecology: a tool for management of water resources. Publications Office of the European Union, Luxembourg.
- Grimm NB, Faeth SH, Golubiewski NE, Redman CL, Wu J, Bai X, Briggs JM (2008) Global change and the ecology of cities. *Science*, 319(5864), 756-760.
- Groffman PM, Baron JS, Blett T, Gold AJ, Goodman I, Gunderson LH, Poff NL (2006) Ecological thresholds: the key to successful environmental management or an important concept with no practical application?. *Ecosystems*, 9(1), 1-13.
- Groeneveld DP, Crowley DE (1988) Root system response to flooding in three desert shrub species. *Functional Ecology*, 491-497.
- Guillaumot L, Smilovic M, Burek P, De Bruijn J, Greve P, Kahil T, Wada Y (2022) Coupling a large-scale hydrological model (CWatM v1.1) with a high-resolution groundwater flow model (MODFLOW 6) to assess the impact of irrigation at regional scale. *Geoscientific Model Development*, 15(18), 7099-7120.
- Gurdak J (2008) Ground-Water Vulnerability: Nonpoint-source Contamination, Climate Variability, and the High Plain Aquifer. VDM-Verlag, Müller.
- Gurdak JJ, Hanson RT, McMahon PB, Bruce BW, McCray JE, Thyne GD, Reedy RC (2007) Climate variability controls on unsaturated water and chemical movement, High Plains aquifer, USA. *Vadose Zone Journal*, 6 (3), 533–547.
- Gutman G, Janetos AC, Justice CO, Moran EF, Mustard JF, Rindfuss RR, ... & Cochrane MA (2004) Land Change Science: Observing, Monitoring, and Understanding Trajectories of Change on the Earth's Surface. Kluwer Academic, New York, NY.
- Guzha AC, Nobrega RL, Kovacs K, Rebola-Lichtenberg J, Amorim RS, Gerold G (2015) Characterizing rainfall-runoff signatures from micro-catchments with contrasting land cover characteristics in southern Amazonia. *Hydrological Processes*, 29(4), 508-521.
- Guzha AC, Rufino MC, Okoth S, Jacobs S, Nóbrega RLB (2018) Impacts of land use and land cover change on surface runoff, discharge and low flows: Evidence from East Africa. *Journal of Hydrology: Regional Studies*, 15, 49-67.
- Guzmán JM, Martine G, McGranahan G et al. (2009) Population Dynamics and Climate Change. New York, USA; London, UK: UNFPA and IIEE.
- Habets F (2011) Étude de la ressource en eau. Habilitation à Diriger les Recherches, Université Pierre et Marie Curie.
- Habets F, Boé J, Déqué M, Ducharne A, Gascoin S, Hachour A, ... & Viennot P (2013) Impact of climate change on the hydrogeology of two basins in northern France. *Climatic change*, 121, 771-785.
- Habets F, Molénat J, Carluer N, Douez O, Leenhardt D (2018) The cumulative impacts of small reservoirs on hydrology: A review. *Science of the Total Environment*, 643, 850-867.
- Haddeland I, Heinke J, Biemans H, Eisner S, Flörke M, Hanasaki N, Stacke T (2014) Global water resources affected by human interventions and climate change. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 111(9), 3251-3256.
- Haddeland I, Skaugen T, Lettenmaier DP (2006) Anthropogenic impacts on continental surface water fluxes. *Geophysical Research Letters*, 33(8).
- Hallmann CA, Sorg M, Jongejans E, Siepel H, Hofland N, Schwan H, et al. (2017) More than 75 percent decline over 27 years in total flying insect biomass in protected areas. *PloS one*, 12(10):e0185809. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0185809>

- Hamilton SK, Bunn SE, Thoms MC et al. (2005) Persistence of aquatic refugia between flow pulses in a dryland river system (Cooper Creek, Australia). *Limnol Oceanogr* 50:743–754.
- Hanasaki N, Kanae S, Oki T, Masuda K, Motoya K, Shirakawa N, Tanaka K (2008a) An integrated model for the assessment of global water resources--Part 1: Model description and input meteorological forcing. *Hydrology and Earth System Sciences*, 12(4).
- Hanasaki N, Kanae S, Oki T, Masuda K, Motoya K, Shirakawa N, Tanaka K (2008b) An integrated model for the assessment of global water resources--Part 2: Applications and assessments. *Hydrology and Earth System Sciences*, 12(4).
- Hannah L, Roehrdanz PR, Ikegami M, Shepard AV, Shaw MR, Tabor G, Hijmans RJ (2013) Climate change, wine, and conservation. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 110(17), 6907-6912.
- Hansen J, Kharecha P, Sato M, Masson-Delmotte V, Ackerman F, Beerling DJ, et al. (2013) Assessing “dangerous climate change”: required reduction of carbon emissions to protect young people, future generations and nature. *PLoS one*, 8(12), e81648. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0081648>
- Hao Z, Singh VP, Xia Y (2018) Seasonal drought prediction: advances, challenges, and future prospects. *Reviews of Geophysics*, 56(1), 108-141.
- Harbaugh AW (2005) MODFLOW-2005, the US Geological Survey modular ground-water model: the ground-water flow process (Vol. 6). Reston, VA, USA: US Department of the Interior, US Geological Survey.
- Harou JJ, Pulido-Velazquez M, Rosenberg DE, Medellín-Azuara J, Lund JR, Howitt RE (2009) Hydro-economic models: Concepts, design, applications, and future prospects. *Journal of Hydrology*, 375(3-4), 627-643.
- Hatton T, Reece P, Taylor P, McEwan K (1998) Does leaf water efficiency vary among eucalypts in water-limited environments? *Tree Physiology* 18:529-536.
- Havril T, Tóth Á, Molson JW, Galsa A, Mádl-Szőnyi J (2018) Impacts of predicted climate change on groundwater flow systems: Can wetlands disappear due to recharge reduction?. *Journal of hydrology*, 563, 1169-1180.
- Hayhoe K, Cayan D, Field CB, Frumhoff PC, Maurer EP, Miller NL, Dale L (2004) Emissions pathways, climate change, and impacts on California. *Proceedings of the national academy of sciences*, 101(34), 12422-12427.
- Hayhoe SJ, Neill C, Porder S, McHorney R, Lefebvre P, Coe MT, Krusche AV (2011) Conversion to soy on the Amazonian agricultural frontier increases streamflow without affecting stormflow dynamics. *Global Change Biology*, 17(5), 1821-1833.
- Heathwaite AL (2010) Multiple stressors on water availability at global to catchment scales: understanding human impact on nutrient cycles to protect water quality and water availability in the long term. *Freshwater Biology*, 55, 241-257.
- Hellier E, Carré C, Dupont N, Laurent F, Vaucelle S (2009) La France. La ressource en eau. Usages, fonctions et enjeux territoriaux. Armand Colin.
- Henderson K, Loreau M (2018) How ecological feedbacks between human population and land cover influence sustainability. *PLoS Comput Biol* 14(8):e1006389. <https://doi.org/10.1371/journal.pcbi.1006389>
- Henderson K, Loreau M (2019) An ecological theory of changing human population dynamics. *People and Nature*, 1:31–43.
- Herrington G (2021) Update to limits to growth: Comparing the World3 model with empirical data. *Journal of Industrial Ecology*, 25(3), 614-626.
- Hertel TW (2018) Economic perspectives on land use change and leakage. *Environmental Research Letters*, 13(7), 075012.
- Hickling R, Roy DB, Hill JK, Fox R, Thomas CD (2006) The distributions of a wide range of taxonomic groups are expanding polewards. *Global change biology*, 12(3), 450-455.
- Hill MC (2006) The practical use of simplicity in developing ground water models. *Groundwater*, 44(6), 775-781.
- Hingee MC (2017) The influence of depth-to-groundwater on the ecology of woodland vegetation. PhD Thesis, University of Technology, Sydney, Australia.
- Hirota M, Holmgren M, Van Nes EH, Scheffer M (2011) Global Resilience of Tropical Forest and Savanna to Critical Transitions. *Science* 334: 232–235.
- Hiscock K, Sparkes R, Hodgson A (2012) Evaluation of future climate change impacts on European groundwater resources. *Climate change effects on groundwater resources: a global synthesis of findings and recommendations*, 414.

- Hoekstra AY, Chapagain AK (2006) Water footprints of nations: water use by people as a function of their consumption pattern. In *Integrated assessment of water resources and global change* (pp. 35-48). Springer, Dordrecht.
- Hoekstra AY, Mekonnen MM (2012) The water footprint of humanity. *Proceedings of the national academy of sciences*, 109(9), 3232-3237.
- Hogeboom RJ, Knook L, Hoekstra AY (2018) The blue water footprint of the world's artificial reservoirs for hydroelectricity, irrigation, residential and industrial water supply, flood protection, fishing and recreation. *Advances in water resources*, 113, 285-294.
- Holdsworth AR, Frelich LE, Reich PB (2007) Regional extent of an ecosystem engineer: earthworm invasion in northern hardwood forests. *Ecological Applications*, 17(6), 1666-1677.
- Holman IP, Rivas-Casado M, Howden NJK, Bloomfield JP, Williams AT (2009) Linking North Atlantic ocean-atmosphere teleconnection patterns and hydrogeological responses in temperate groundwater systems. *Hydrological processes*, 23, 3123-3126.
- Hong B, Limburg KE, Hall MH, Mountrakis G, Groffman PM, Hyde K, ... & Myers SJ (2012) An integrated monitoring/modeling framework for assessing human–nature interactions in urbanizing watersheds: Wappinger and Onondaga Creek watersheds, New York, USA. *Environmental Modelling & Software*, 32, 1-15.
- Houet T (2006) Occupation des sols et gestion de l'eau: modélisation prospective en paysage agricole fragmenté (Application au Schéma d'Aménagement et de Gestion des Eaux du Blavet). PhD Thesis, Université Rennes 2.
- Houet T (2015) Usages des modèles spatiaux pour la prospective. *Revue internationale de géomatique*, 25(1), 123-143.
- Houet T, Aguejdad R, Doukari O, Battaia G, Clarke K (2016) Description and validation of a “non path-dependent” model for projecting contrasting urban growth futures. *Cybergeo: European Journal of Geography*, 759. <https://doi.org/10.4000/cybergeo.27397>
- Houet T, Gourmelon F (2014) La géoprospective—Apport de la dimension spatiale aux démarches prospectives. *Cybergeo: European Journal of Geography*. <https://doi.org/10.4000/cybergeo.26194>
- Houet T, Hubert-Moy L, Tissot C (2011) Fine scale spatialised prospective modelling—a methodological approach. Application to water management in Brittany. *Revue internationale de géomatique*, 21(Special Issue 2011), 67-93.
- Houet T, Loveland TR, Hubert-Moy L, Gaucherel C, Napton D, Barnes CA, Sayler K (2010) Exploring subtle land use and land cover changes: a framework for future landscape studies. *Landscape Ecology*, 25(2), 249-266.
- Houet T, Schaller N, Castets M, Gaucherel C (2014) Improving the simulation of fine-resolution landscape changes by coupling top-down and bottom-up land use and cover changes rules. *International Journal of Geographical Information Science*, 28(9), 1848-1876.
- Houet T, Verburg PH (2022) Exploring futures in landscape agronomy: methodological issues and prospects of combining scenarios and spatially explicit models. In *Landscape Agronomy* (pp. 163-181). Springer, Cham.
- Houghton RA (2010) How well do we know the flux of CO₂ from land-use change?. *Tellus B: Chemical and Physical Meteorology*, 62(5), 337-351.
- Houllier F, Joly P-B, Merilhou-Goudard J-B (2017) « Les sciences participatives : une dynamique à conforter ». *Natures Sciences Sociétés*, 25 (4), 418-423.
- Houllier F, Merilhou-Goudard JB (2016) Les sciences participatives en France: Etats des lieux, bonnes pratiques et recommandations. *Les sciences participatives en France*. <http://dx.doi.org/10.15454/1.4606201248693647E12>
- Hrdinka T, Novický O, Hanslík E, Rieder M (2012) Possible impacts of floods and droughts on water quality. *Journal of hydro-environment research*, 6(2), 145-150.
- Huang J, Yu H, Guan X, Wang G, Guo R (2016) Accelerated dryland expansion under climate change. *Nature Climate Change*, 6(2), 166-171.
- Hubacek K, Baiocchi G, Feng K, Castillo RM, Sun L, Xue J (2017) Global income inequality and carbon footprints: Can we have the cake and eat it too?. In *Environmental and Economic Impacts of Decarbonization* (pp. 111-124). Routledge.
- Hubau W, Lewis SL, Phillips OL, Affum-Baffoe K, Beekman H, Cuní-Sánchez A, et al. (2020) Asynchronous carbon sink saturation in African and Amazonian tropical forests. *Nature*, 579(7797), 80-87.
- Hughes DA, Mantel SK (2010) Estimating the uncertainty in simulating the impacts of small farm dams on streamflow regimes in South Africa. *Hydrological Sciences Journal—Journal des Sciences Hydrologiques*, 55(4), 578-592.

- Hughes AC, Tougeron K, Martin DA, Menga F, Rosado BH, Villasante S, Madgulkar S, Gonçalves F, Geneletti D, Diele-Viegas LM, Berger S, Colla SR, de Andrade Kamimura V, Caggiano H, Melo F, de Oliveira Dias MG, Kellner E, do Couto, E. V. (2023). Smaller human populations are neither a necessary nor sufficient condition for biodiversity conservation. *Biological Conservation*, 277, 109841.
- Huntingford C, Zelazowski P, Galbraith D, Mercado LM, Sitch S, Fisher R, et al. (2013) Simulated resilience of tropical rainforests to CO₂-induced climate change. *Nature Geoscience*, 6(4):268-273. <https://doi.org/10.1038/ngeo1741>
- Huscroft J, Gleeson T, Hartmann J, Börker J (2018) Compiling and Mapping Global Permeability of the Unconsolidated and Consolidated Earth: GLobal HYdrogeology MaPS 2.0 (GLHYMPS 2.0). *Geophysical Research Letters*, 45(4), 1897–1904. <https://doi.org/10.1002/2017GL075860>
- IGN (2021) Le modèle numérique de terrain (MNT) maillé qui décrit le relief du territoire français à moyenne échelle BD ALTI@ version 2021. In *Information Géographique sur l'Eau et Institut National de l'Information Géographique et Forestière*. <https://geoservices.ign.fr/bdalti>
- INERIS, AE, BRGM, CEMAGREF, DEB, DGPR, INRA, LDPH, OIEau, ONEMA, Pôles Onema/Cemagref, SOeS (2011) Guide « pressions-impacts » pour la mise à jour des états des lieux DCE – Partie II : dispositifs et caractérisation des pressions et impacts sur les eaux de surface. Version 1. p. 86.
- Imada S, Yamanaka N, Tamai S (2008) Water table depth affects *Populus alba* fine root growth and whole plant biomass. *Functional Ecology*, 22(6), 1018-1026.
- IPBES (2018) Biodiversity and Nature's Contributions Continue Dangerous Decline, Scientists Warn. Intergovernmental Science-Policy Platform on Biodiversity and Ecosystem Services (IPBES). Media release. https://www.ipbes.net/news/media-release-updated-biodiversity-nature%E2%80%99s-contributions-continue-dangerous-decline-scientists#_ftn1
- IPBES (2019) Global assessment report on biodiversity and ecosystem services of the Intergovernmental Science-Policy Platform on Biodiversity and Ecosystem Services.
- IPBES (2022) Sustainable Use of Wild Species Assessment Summary for Policymakers.
- IPCC (2012) Managing the Risks of Extreme Events and Disasters to Advance Climate Change Adaptation: A Special Report of Working Groups I and II of the Intergovernmental Panel on Climate Change. Cambridge University Press, Cambridge, UK.
- IPCC (2013) Climate Change 2013: The Physical Science Basis: Working Groups I Contribution to the Fifth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change. Cambridge University Press, Cambridge, UK.
- IPCC (2018) Global warming of 1.5°C. An IPCC Special Report on the impacts of global warming of 1.5°C above pre-industrial levels and related global greenhouse gas emission pathways, in the context of strengthening the global response to the threat of climate change, sustainable development, and efforts to eradicate poverty. Masson-Delmotte V, Zhai P, Pörtner HO, Roberts D, Skea J, Shukla PR, Pirani A, et al. (Eds). World Meteorological Organization, Geneva, Switzerland.
- IPCC (2019) Climate change and land. An IPCC Special Report on climate change, desertification, land degradation, sustainable land management, food security, and greenhouse gas fluxes in terrestrial ecosystems.
- IPCC (2021) Climate Change 2021: The Physical Science Basis. Contribution of Working Group I to the Sixth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change [Masson-Delmotte, V., P. Zhai, A. Pirani, S.L. Connors, C. Péan, S. Berger, N. Caud, Y. Chen, L. Goldfarb, M.I. Gomis, M. Huang, K. Leitzell, E. Lonnoy, J.B.R. Matthews, T.K. Maycock, T. Waterfield, O. Yelekçi, R. Yu, and B. Zhou (eds.)]. Cambridge University Press, Cambridge, United Kingdom and New York, NY, USA.
- IPCC (2022a) Climate Change 2022: Impacts, Adaptation, and Vulnerability. Contribution of Working Group II to the Sixth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change [H.-O. Pörtner, D.C. Roberts, M. Tignor, E.S. Poloczanska, K. Mintenbeck, A. Alegría, M. Craig, S. Langsdorf, S. Löschke, V. Möller, A. Okem, B. Rama (eds.)]. Cambridge University Press. Cambridge University Press, Cambridge, UK and New York, NY, USA, 3056 pp., doi:10.1017/9781009325844.
- IPCC (2022b) Climate Change 2022: Mitigation of Climate Change. Contribution of Working Group III to the Sixth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change [P.R. Shukla, J. Skea, R. Slade, A. Al Khouradajie, R. van Diemen, D. McCollum, M. Pathak, S. Some, P. Vyas, R. Fradera, M. Belkacemi, A. Hasija, G. Lisboa, S. Luz, J. Malley, (eds.)]. Cambridge University Press, Cambridge, UK and New York, NY, USA. doi: 10.1017/9781009157926
- IPCC (2023) Climate Change 2023: Synthesis Report. A Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change. Contribution of Working Groups I, II and III to the Sixth Assessment Report of

- the Intergovernmental Panel on Climate Change [Core Writing Team, H. Lee and J. Romero (eds.)]. IPCC, Geneva, Switzerland.
- Iverson LR, Prasad AM, Matthews SN, Peters MP (2011) Lessons learned while integrating habitat, dispersal, disturbance, and life-history traits into species habitat models under climate change. *Ecosystems*, 14, 1005-1020.
- Jackson ST (2006) Vegetation, environment, and time: the origination and termination of ecosystems. *Journal of Vegetation Science*, 17(5), 549-557.
- Jackson RB, Jobbagy EG, Avissar R, Roy B, Barrett DJ, Cook CW, Farley KA, le Maitre DC, McCarl BA, Murray BC (2005) Trading water for carbon with biological sequestration. *Science* 310, 1944–1947. <http://dx.doi.org/10.1126/science.1119282>.
- Jacques C (2022) En quoi la prospective permet-elle d'orienter des choix structurants pour l'aménagement futur du territoire de l'agglomération lorientaise ? Participation à l'étude « Prospective portuaire et maritime à l'horizon 2050 ». Master Thesis, Université de Bretagne Sud.
- Jacques P, Delannoy L, Andrieu B, Yilmaz D, Jeanmart H, Godin A (2023) Assessing the Economic Consequences of an Energy Transition Through a Biophysical Stock-Flow Consistent Model. *Ecological Economics*, 209, 107832.
- Jacob D, Petersen J, Eggert B, Alias A, Christensen OB, Bouwer LM, Braun A, Colette A, Déqué M, Georgievski G, Georgopoulou E, Gobiet A, Menut L, Nikulin G, Haensler A, Hempelmann N, Jones C, Keuler K, Kovats S, et al. (2014). EURO-CORDEX: New high-resolution climate change projections for European impact research. *Regional Environmental Change*, 14(2), 563–578. <https://doi.org/10.1007/s10113-013-0499-2>
- Jacobson AP, Riggio J, Tait AM, Baillie JE (2019) Global areas of low human impact ('Low Impact Areas') and fragmentation of the natural world. *Scientific reports*, 9(1), 1-13.
- Jakeman AJ, Letcher RA (2003) Integrated assessment and modelling: features, principles and examples for catchment management. *Environmental Modelling and Software*, 18(6), 491-501.
- James P (2015) *Urban sustainability in theory and practice: circles of sustainability*. Routledge.
- Jansiewicz D (1973) *The New Alexandria simulation: a serious game of state and local politics*. USA, Canfield Press.
- Janssen MA (2005) Agent-based modelling. *Modelling in Ecological Economics*, 1, 155e172.
- Jeantet A (1998) Les objets intermédiaires dans la conception. *Éléments pour une sociologie des processus de conception*. *Sociologie du travail*, 291-316.
- Jensen FV (2001) *Bayesian Networks and Decision Graphs*. *Statistics for Engineering and Information Science*, 2 ed. Springer, Verlag New York.
- Jevons WS (1866) *The coal question*. Macmillan and Compagny; London, UK.
- Jiang M, Medlyn BE, Drake JE, Duursma RA, Anderson IC, Barton CV, et al. (2020) The fate of carbon in a mature forest under carbon dioxide enrichment. *Nature*, 580(7802), 227-231.
- Jobbagy EG, Noretto MD, Villagra PE, Jackson RB (2011) Water subsidies from mountains to deserts: their role in sustaining groundwater-fed oases in a sandy landscape. *Ecological Applications*, 21(3), 678-694.
- Johnson WC, Millett BV, Gilmanov T, Voldseth RA, Guntenspergen GR, Naugle DE (2005) Vulnerability of northern prairie wetlands to climate change. *BioScience*, 55(10), 863-872.
- Joliveau T (1996) Gérer l'environnement avec des SIG Mais qu'est-ce qu'un SIG?/Managing environment with GIS But what is a GIS?. *Géocarrefour*, 71(2), 101-110.
- Joliveau T, Michelin Y (2001) Paysages et modèles spatiaux pour la prospective concertée d'un territoire rural, in *Représentations spatiales et développement territorial*, Ed. Lardon S., Maurel P. et Piveteau V., Hermès, pp. 240-266
- Jollivet M, Carlander MA (2008) Les formations interdisciplinaires: problèmes, expériences, perspectives-Journées de l'Association Natures Sciences Sociétés Dialogues, Paris, ENS, 7 et 8 février 2007. *Natures Sciences Sociétés*, 16, 1-80. <https://doi.org/10.1051/nss:2008047>
- Joly D, Brossard T, Cardot H, Cavailles J, Hilal M, Wavresky P (2010) Les types de climats en France, une construction spatiale. *Cybergeo: European Journal of Geography*.
- Jones KE, Patel NG, Levy MA, Storeygard A, Balk D, Gittleman JL, Daszak P (2008) Global trends in emerging infectious diseases. *Nature*, 451(7181), 990-993.
- Jönsson BL (2004) Stakeholder participation as a tool for sustainable development in the Em River Basin. *International Journal of Water Resources Development*, 20(3), 345-352.
- Jouzel J, Peings Y, Jamous M (2011) Scénarios climatiques: indices sur la France métropolitaine pour les modèles français ARPEGE-Climat et LMDz et quelques projections pour les DOM-COM. ministère de l'Environnement, du Développement durable, du Logement et des Transports.
- Julliard R (2014) Vigie Nature, un réseau de citoyens qui fait avancer la science. *Pour*, 223(3), 53-60.

- Jung M, Reichstein M, Schwalm CR, Huntingford C, Sitch S, Ahlström A, Gans F (2017) Compensatory water effects link yearly global land CO₂ sink changes to temperature. *Nature*, 541(7638), 516-520.
- Jyrkama MI, Sykes JF (2007) The impact of climate change on spatially varying groundwater recharge in the grand river watershed (Ontario). *Journal of Hydrology*, 338(3-4), 237-250.
- Kahil T, Parkinson S, Satoh Y, Greve P, Burek P, Veldkamp TI, ... & Wada Y (2018) A continental-scale hydroeconomic model for integrating water-energy-land nexus solutions. *Water resources research*, 54(10), 7511-7533.
- Kahn H, Wiener AJ (1967) *The Year 2000. A Framework for Speculation on the Next Thirty-Three Years*. Macmillan, New York.
- Kane ES, Chivers MR, Turetsky MR, Treat CC, Petersen DG, Waldrop M, McGuire AD (2013) Response of anaerobic carbon cycling to water table manipulation in an Alaskan rich fen. *Soil Biology and Biochemistry*, 58, 50-60.
- Kasperson RE, Golding D, Tuler S (2012) Social distrust as a factor in siting hazardous facilities and communicating risks. In *Social Contours of Risk* (pp. 44-65). Routledge.
- Kauffman MJ, Brodie JF, Jules ES (2010) Are wolves saving Yellowstone's aspen? A landscape-level test of a behaviorally mediated trophic cascade. *Ecology*, 91(9), 2742-2755.
- Ke X, Zheng W, Zhou T, Liu X (2017) A CA-based land system change model: LANDSCAPE. *International Journal of Geographical Information Science*, 31(9), 1798-1817.
- Kelly RA, Jakeman AJ, Barreteau O, Borsuk ME, ElSawah S, Hamilton SH, Henriksen HJ, Kuikka S, Maier HR, Rizzoli AE, Delden H, Voinov AA (2013) Selecting among five common modelling approaches for integrated environmental assessment and management. *Environ. Model. Softw* 47, 159e181.
- Keshtkar H, Voigt W, Alizadeh E (2017) Land-cover classification and analysis of change using machine-learning classifiers and multi-temporal remote sensing imagery. *Arabian Journal of Geosciences*, 10, 1-15.
- Kirsch S (2010) Sustainable mining. *Dialectical anthropology*, 34, 87-93.
- Kimble DS, Tyers DB, Robison-Cox J, Sowell BF (2011) Aspen recovery since wolf reintroduction on the northern Yellowstone winter range. *Rangeland Ecology and Management*, 64(2), 119-130.
- Kleidon A, Heimann M (1998) A method of determining rooting depth from a terrestrial biosphere model and its impacts on the global water and carbon cycle. *Global Change Biology*, 4(3), 275-286.
- Klein Goldewijk K, Beusen A, Van Dreht G, De Vos M (2011) The HYDE 3.1 spatially explicit database of human-induced global land-use change over the past 12,000 years. *Global Ecology and Biogeography*, 20(1):73-86. <https://doi.org/10.1111/j.1466-8238.2010.00587.x>
- Kløve B, Ala-aho P, Allan A, Bertrand G, Druzynska E, Ertürk A, Goldscheider N, Henry S, Karakaya N, Karjalainen TP, Koundouri P, Kværner J, Lundberg A, Muotka T, Preda E, Pulido Velázquez M, Schipper P, (2011b). Groundwater dependent ecosystems: Part II – ecosystem services and management under risk of climate change and land-use management. *Environ. Sci. Policy* 14, 782–793.
- Kløve B, Ala-aho P, Bertrand G, Boukalova Z, Ertürk A, Goldscheider N, Ilmonen J, Karakaya N, Kupfersberger H, Kværner J, Lundberg A, Mileusnic M, Moszczynska A, Muotka T, Preda E, Rossi P, Siergieiev D, Šimek J, Wachniew P, Widerlund A (2011a) Groundwater dependent ecosystems: Part I– Hydroecology, threats and status of ecosystems. *Environmental science and policy*, 14, 770–781.
- Kløve B, Ala-Aho P, Bertrand G, Gurdak JJ, Kupfersberger H, Kværner J, Uvo CB (2014) Climate change impacts on groundwater and dependent ecosystems. *Journal of Hydrology*, 518, 250-266.
- Knapp AK, Blair JM, Briggs JM, Collins SL, Hartnett DC, Johnson LC, Towne EG (1999) The keystone role of bison in North American tallgrass prairie: Bison increase habitat heterogeneity and alter a broad array of plant, community, and ecosystem processes. *BioScience*, 49(1), 39-50.
- Knutti R, Sedláček J (2013) Robustness and uncertainties in the new CMIP5 climate model projections. *Nature Climate Change*, 3(4), 369-373.
- Kok K (2009) The potential of fuzzy cognitive maps for semi-quantitative scenario development, with an example from Brazil. *Glob. Environ. Change* 19 (1), 122e133.
- Kok K, Verburg PH, Veldkamp T (2004) Integrated Assessment of the land system: The future of land use. *Land use policy*, 24(3), 517-520.
- Konikow LF (2011) Contribution of global groundwater depletion since 1900 to sea-level rise. *Geophysical Research Letters*, 38(17).
- Konikow L, Kendy E (2005) Groundwater depletion: a global problem. *Hydrogeology Journal*, 13, 317–320. <http://dx.doi.org/10.1007/s10040-004-0411-8>.

- Konikow LF, Leake SA (2014) Depletion and capture: revisiting “the source of water derived from wells”. *Groundwater*, 52(S1), 100-111.
- Konzmann M, Gerten D, Heinke J (2013) Climate impacts on global irrigation requirements under 19 GCMs, simulated with a vegetation and hydrology model. *Hydrological Sciences Journal*, 58(1), 88-105.
- Kopnina H, Washington H (2016) Discussing why population growth is still ignored or denied. *Chinese journal of population resources and environment*, 14(2):133-143. <http://dx.doi.org/10.1080/10042857.2016.1149296>
- Kosko B (1986) Fuzzy cognitive maps. *International Journal of Man-Machine Studies*, 24(1), 65-75.
- Kragt ME, Newham LT, Bennett J, Jakeman AJ (2011) An integrated approach to linking economic valuation and catchment modelling. *Environmental Modelling and Software*, 26(1), 92-102.
- Krausmann F, Erb KH, Gingrich S, Lauk C, Haberl H (2008) Global patterns of socioeconomic biomass flows in the year 2000: A comprehensive assessment of supply, consumption and constraints. *Ecological Economics*, 65(3), 471-487.
- Krueger T, Page T, Hubacek K, Smith L, Hiscock K (2012) The role of expert opinion in environmental modelling. *Environmental Modelling and Software*, 36, 4-18.
- Kustu MD, Fan Y, Robock A (2010) Large-scale water cycle perturbation due to irrigation pumping in the US High Plains: A synthesis of observed streamflow changes. *Journal of Hydrology*, 390(3-4), 222-244.
- Kustu MD, Fan Y, Rodell M (2011) Possible link between irrigation in the US High Plains and increased summer streamflow in the Midwest. *Water Resources Research*, 47(3).
- Laborde S. (2017) Théorie relative de la monnaie. <http://trm.creationmonetaire.info/>
- La Branche S, Warin P (2006) La concertation dans l'environnement, ou le besoin de recourir à la recherche en sciences sociales. Rapport final du Programme « Concertation, Décision, Environnement ».
- Lachassagne P, Dewandel B, Wyns R (2021) Review : Hydrogeology of weathered crystalline / hard-rock aquifers-guidelines for the operational survey and management of their groundwater resources. *Hydrogeology Journal*. <https://doi.org/10.1007/s10040-021-02339-7>
- Lafuite AS (2017) Erosion de la biodiversité et durabilité des systèmes socio-écologiques. PhD Thesis, Université de Toulouse, Université Toulouse III-Paul Sabatier.
- Lafuite AS, Loreau M (2017) Time-delayed biodiversity feedbacks and the sustainability of social-ecological systems. *Ecological Modelling*, 351, 96-108.
- Lafuite AS, Denise G, Loreau M (2018) Sustainable land-use management under biodiversity lag effects. *Ecological economics*, 154, 272-281.
- Laird FN (1993) Participatory analysis, democracy, and technological decision making. *Science, Technology, and Human Values*, 18(3), 341-361.
- Lake PS (2003) Ecological effects of perturbation by drought in flowing waters. *Freshwater Biology*, 48:1161–1172
- Lamarque P, Artaux A, Barnaud C, Dobremez L, Nettièr B, Lavorel S (2013) Taking into account farmers' decision making to map fine-scale land management adaptation to climate and socio-economic scenarios. *Landscape and Urban Planning*, 119, 147-157.
- Lambers H, Oliveira RS (2019) *Plant Physiological Ecology*. Third edition. Springer Nature Switzerland AG. <https://doi.org/10.1007/978-3-030-29639-1>
- Lambert C, Pénaud A, Vidal M, Klouch K, Gregoire G, Ehrhold A, Siano R (2018) Human-induced river runoff overlapping natural climate variability over the last 150 years: Palynological evidence (Bay of Brest, NW France). *Global and Planetary Change*, 160, 109-122.
- Lambin EF, Geist HJ (2008) *Land-use and land-cover change: local processes and global impacts*. Springer Science and Business Media.
- Lambin EF, Geist HJ, Lepers E (2003) Dynamics of land-use and land-cover change in tropical regions. *Annual review of environment and resources*, 28(1), 205-241.
- Lambin EF, Rounsevell MDA, Geist HJ (2000) Are agricultural land-use models able to predict changes in land-use intensity?. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 82(1-3), 321-331.
- Laniak GF, Olchin G, Goodall J, Voinov A, Hill M, Glynn P, Whelan G, Geller G, Quinn N, Blind M, Peckham S, Reaney S, Gaber N, Kennedy R, Hughes A (2013) Integrated environmental modeling: a vision and roadmap for the future. *Environmental Modelling and Software* 39, 3-23.
- Lardon S (2013) Developing a territorial project. The «territory game», a coordination tool for local stakeholders. *FaçSADe, Research Results*, 38(4).
- Lardon S, Marraccini E, Filippini R, Gennai-Schott S, Johany F, Rizzo D (2016) Prospective participative pour la zone urbaine de Pise (Italie): l'eau et l'alimentation comme enjeux de développement territorial. *Cahiers de géographie du Québec*, 60(170), 265-286.
- Lascoumes P (1994) *L'Éco-pouvoir : environnements et politiques*. La découverte, Paris.

- Latour B (1987) *Science in action: How to follow scientists and engineers through society*. Harvard university press.
- Latour B (2014) Some advantages of the notion of "Critical Zone" for geopolitics. *Procedia Earth and Planetary Science*, 10, 3-6.
- Latour B (2017) *Où atterrir ? Comment s'orienter en politique*. La Découverte, Paris.
- Laundré JW, Hernández L, Altendorf KB (2001) Wolves, elk, and bison: reestablishing the "landscape of fear" in Yellowstone National Park, USA. *Canadian Journal of Zoology*, 79(8), 1401-1409.
- Lawrence S, Liu Q, Yakovenko VM (2013) Global inequality in energy consumption from 1980 to 2010. *Entropy*, 15(12), 5565-5579.
- Lawrence D, Vandecar K. (2015) Effects of tropical deforestation on climate and agriculture. *Nature climate change*, 5(1), 27-36.
- Laybourn-Langton L, Rankin L and Baxter D (2019) This is a crisis: Facing up to the age of environmental breakdown, IPPR. <http://www.ippr.org/research/publications/age-of-environmental-breakdown>
- Leake SA, Reeves HW, Dickinson JE (2010) A new capture fraction method to map how pumpage affects surface water flow. *Groundwater*, 48(5), 690-700.
- Le Beguec M (2019) Comment le Département et ses partenaires peuvent contribuer à une gestion quantitative intégrée de la ressource en eau ? – Place des filières agri-alimentaires du Morbihan –. Rapport d'étude, Conseil départemental du Morbihan.
- Le Bot J-M (2012) Contribution à l'histoire d'un lieu commun: l'attribution à Chateaubriand de la phrase «les forêts précèdent les peuples, les déserts les suivent». Un exemple d'utilisation du logiciel Google Books Ngram Viewer. *Socio-logos. Revue de l'association française de sociologie*, (7).
- Lebourgeois F, Pierrat JC, Perez V, Cecchini S, Ulrich E (2011) Rallongement de la saison de végétation des hêtraies et des chênaies françaises dans les prochaines décennies. Conséquences possibles sur le fonctionnement des écosystèmes forestiers. *Rendez-vous Techniques de l'ONF*, 33(34), 39-46.
- Lebourgeois F, Pierrat JC, Perez V, Piedallu C, Cecchini S, Ulrich E (2010) Changement des dates de débourrement et de jaunissement des chênaies et des hêtraies françaises au cours du xxi^e siècle. *Revue forestière française*, 62, 608-624.
- Lee LJE, Lawrence DSL, Price M (2006) Analysis of water-level response to rainfall and implications for recharge pathways in the Chalk aquifer, SE England. *Journal of hydrology*, 330(3-4), 604-620.
- Legesse D, Vallet-Coulomb C, Gasse F (2003) Hydrological response of a catchment to climate and land use changes in Tropical Africa: case study South Central Ethiopia. *Journal of hydrology*, 275(1-2), 67-85.
- Legrand M (2013) *Vigie-Nature: sciences participatives et biodiversité à grande échelle*. Cahiers des Amériques latines, (72-73), 65-84.
- Lehner B, Döll P, Alcamo J, Henrichs T, Kaspar F (2006) Estimating the Impact of Global Change on Flood and Drought Risks in Europe: A Continental, Integrated Analysis. *Clim. Change* 75, 273–299. <https://doi.org/10.1007/s10584-006-6338-4>
- Lehner B, Liermann CR, Revenga C, Vörösmarty C, Fekete B, Crouzet P, Nilsson C (2011) High-resolution mapping of the world's reservoirs and dams for sustainable river-flow management. *Frontiers in Ecology and the Environment*, 9(9), 494-502.
- Leitman S, Pine WE, Kiker G (2016). Management options during the 2011–2012 drought on the Apalachicola River: a systems dynamic model evaluation. *Environmental Management*, 58(2), 193-207.
- Le Lannou M (1952) *Géographie de la Bretagne, économie et population*. Plihon, Rennes, 464 p.
- Lemaire J, Maréchal N (2011) Les chênaies atlantiques face aux changements climatiques: comprendre et agir. *Forêt entreprise*, (198), 48-50.
- Le Moigne P, Besson F, Martin E, Boé J, Decharme B, Etchevers P, Faroux S, Habets F, Lafaysse M, Leroux D, Rousset-Regimbeau F (2020) The Latest Improvements in SURFEX v8.0 of the Safran-Isba-Modcou Hydrometeorological Model over France. *Geoscientific Model Development Discussions*, 1–32. <https://doi.org/10.5194/gmd-2020-31>
- Lenton TM, Held H, Kriegler E, Hall JW, Lucht W, Rahmstorf S, Schellnhuber HJ (2008) Tipping elements in the Earth's climate system. *Proceedings of the national Academy of Sciences*, 105(6), 1786-1793.
- Le Page C, Naivinit W, Trébuil G, Gajaseeni N (2014) Companion modelling with rice farmers to characterise and parameterise an agent-based model on the land/water use and labour migration in northeast Thailand. *Empirical Agent-Based Modelling-Challenges and Solutions: Volume 1, The Characterisation and Parameterisation of Empirical Agent-Based Models*, 207-221.

- Levermann A, Bamber JL, Drieffhout S, Ganopolski A, Haeberli W, Harris NR, ... & Weber S (2012) Potential climatic transitions with profound impact on Europe: Review of the current state of six 'tipping elements of the climate system'. *Climatic Change*, 110, 845-878.
- Levis C, Costa FR, Bongers F, Peña-Claros M, Clement CR, Junqueira AB, ... & Sandoval EV (2017) Persistent effects of pre-Columbian plant domestication on Amazonian forest composition. *Science*, 355(6328), 925-931.
- Ligmann-Zielinska A, Jankowski P (2007) Agent-based models as laboratories for spatially explicit planning policies. *Environ. Plan. B Plan. Des.* 34 (2), 316e335.
- Likens GE, Bormann FH, Pierce RS, Reiners WA (1978) Recovery of a deforested ecosystem. *Science*, 199(4328), 492-496.
- Limousin JM, Misson L, Lavoit AV, Martin NK, Rambal S (2010) Do photosynthetic limitations of evergreen *Quercus ilex* leaves change with long-term increased drought severity?. *Plant, Cell and Environment*, 33(5), 863-875.
- Limousin JM, Rambal S, Ourcival JM, Rocheteau A, Joffre R, Rodriguez-Cortina R (2009) Long-term transpiration change with rainfall decline in a Mediterranean *Quercus ilex* forest. *Global Change Biology*, 15(9), 2163-2175.
- Lister BC, Garcia A (2018) Climate-driven declines in arthropod abundance restructure a rainforest food web. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 115(44):E10397-E10406. <https://doi.org/10.1073/pnas.1722477115>
- Littell JS, Oneil EE, McKenzie D, Hicke JA, Lutz JA, Norheim RA, Elsner MM (2010) Forest ecosystems, disturbance, and climatic change in Washington State, USA. *Climatic change*, 102, 129-158.
- Liu Y, Gupta H, Springer E, Wagener T (2008) Linking science with environmental decision making: Experiences from an integrated modeling approach to supporting sustainable water resources management. *Environmental Modelling and Software*, 23(7), 846-858.
- Liu Y, Jiang Y, Xu C, Lyu J, Su Z (2022) A quantitative analysis framework for water-food-energy nexus in an agricultural watershed using WEAP-MODFLOW. *Sustainable Production and Consumption*, 31, 693-706.
- Liu HH (2011) Impact of climate change on groundwater recharge in dry areas: An ecohydrology approach. *Journal of Hydrology*, 407(1-4), 175-183.
- Liu J, Liu Q, Yang H (2016) Assessing water scarcity by simultaneously considering environmental flow requirements, water quantity, and water quality. *Ecological indicators*, 60, 434-441.
- Liu W, Wei X, Fan H, Guo X, Liu Y, Zhang M, Li Q (2015a) Response of flow regimes to deforestation and reforestation in a rain-dominated large watershed of subtropical China. *Hydrological Processes*, 29(24), 5003-5015.
- Liu J, Zhao D, Gerbens-Leenes PW, Guan D (2015b) China's rising hydropower demand challenges water sector. *Scientific reports*, 5, 11446.
- Lively J (1966) *The Enlightenment*, London: Longmans.
- Lo MH, Yeh PJ-F, Famiglietti JS (2008) Using baseflow to constrain water table depth simulations in the NCAR Community Land Model (CLM). *Adv Water Resour* 31:1552–1564.
- Lobell DB, Burke MB, Tebaldi C, Mastrandrea MD, Falcon WP, Naylor RL (2008) Prioritizing climate change adaptation needs for food security in 2030. *Science*, 319(5863), 607-610.
- Loinger G, Spohr C (2004) Prospective et planification territoriales : Etat des lieux et propositions. Note du Centre de Prospective et de Veille Scientifique, 19.
- López-Moreno JI, Vicente-Serrano SM, Beguería S, García-Ruiz JM, Portela MM, Almeida AB (2009) Dam effects on droughts magnitude and duration in a transboundary basin: The Lower River Tagus, Spain and Portugal. *Water Resources Research*, 45(2).
- López-Moreno JI, Vicente-Serrano SM, Zabalza J, Beguería S, Lorenzo-Lacruz J, Azorin-Molina C, Morán-Tejeda E (2013) Hydrological response to climate variability at different time scales: A study in the Ebro basin. *Journal of hydrology*, 477, 175-188.
- Lorenzo-Lacruz J, Vicente-Serrano SM, González-Hidalgo JC, López-Moreno JI, Cortesi NJCR (2013) Hydrological drought response to meteorological drought in the Iberian Peninsula. *Climate Research*, 58(2), 117-131.
- Lotsch A, Friedl MA, Anderson BT, Tucker CJ (2003) Coupled vegetation-precipitation variability observed from satellite and climate records. *Geophysical Research Letters*, 30(14).
- Lovejoy TE, Nobre C (2018) Amazon tipping point. *Science Advances*, 4, eaat2340.
- Lubchenco J (1998) Entering the century of the environment: a new social contract for science. *Science*, 279(5350), 491-497.
- Luginbühl Y (2015) *Biodiversité, paysage et cadre de vie : la démocratie en pratique*. Victoires Editions, Paris.

- Mahmood R, Pielke RA, Hubbard KG, Niyogi D, Dirmeyer PA, McAlpine C, Baker B (2014) Land cover changes and their biogeophysical effects on climate. *International journal of climatology*, 34(4), 929-953.
- Maithani S (2015) Neural networks-based simulation of land cover scenarios in Doon valley, India. *Geocarto International*, 30(2), 163-185.
- Maja MM, Ayano SF (2021) The impact of population growth on natural resources and farmers' capacity to adapt to climate change in low-income countries. *Earth Systems and Environment*, 5, 271-283.
- Makarieva AM, Gorshkov VG (2007) Biotic pump of atmospheric moisture as driver of the hydrological cycle on land. *Hydrology and earth system sciences*, 11(2), 1013-1033.
- Makarieva AM, Gorshkov VG (2010) The Biotic Pump: Condensation, atmospheric dynamics and climate. *International Journal of Water*, 5(4), 365-385.
- Malhi Y, Roberts JT, Betts RA, Killeen TJ, Li W, Nobre CA (2008) Climate change, deforestation, and the fate of the Amazon. *Science*, 319(5860):169-172. <https://doi.org/10.1126/science.1146961>
- Mallampalli VR, Mavrommati G, Thompson J, Duveneck M, Meyer S, Ligmann-Zielinska A, Borsuk ME (2016) Methods for translating narrative scenarios into quantitative assessments of land use change. *Environmental Modelling and Software*, 82, 7-20.
- Malm A, Hornborg A (2014) The geology of mankind? A critique of the Anthropocene narrative. *The anthropocene review*, 1(1), 62-69.
- Malthus TR (1798) An essay on the principle of population as it affects the future improvement of society with remarks on the speculations of Mr. Godwin, M. Condorcet, and other writers. J. Johnson, London.
- Marcot BG, Holthausen RS, Raphael MG, Rowland MM, Wisdom MJ (2001) Using Bayesian belief networks to evaluate fish and wildlife population viability under land management alternatives from an environmental impact statement. *For. Ecol. Manag.* 153 (1), 29e42.
- Marcot BG, Steventon JD, Sutherland GD, McCann RK (2006) Guidelines for developing and updating Bayesian belief networks applied to ecological modeling and conservation. *Can. J. For. Res.* 36 (12), 3063e3074.
- Margalef R (1997) Our biosphere. Ecology Institute, Oldendorf.
- Marguerie D, Antoine A, Thenail C, Baudry J, Bernard V, Burel F, ... & Visset L (2003) Bocages armoricains et sociétés, genèse, évolution et interactions. In *Des milieux et des hommes : fragments d'histoires croisées*, Elsevier, pp. 115-131.
- Marinucci MR (1996) Improvements in the simulation of surface climatology over the European region with a nested modelling system. *Geophys. Res. Lett.*, 23, 273-276.
- Martin BR (1996) Technology foresight: capturing the benefits from science-related technologies. *Research Evaluation*, 6(2), 158-168.
- Martin BR (2010) The origins of the concept of 'foresight' in science and technology: An insider's perspective. *Technological Forecasting and Social Change*, 77(9), 1438-1447.
- Martin MH (1968) Conditions affecting the distribution of *Mercurialis perennis* L. in certain Cambridgeshire woodlands. *The Journal of Ecology*, 777-793.
- Martin G, Felten B, Duru M (2011) Forage rummy: a game to support the participatory design of adapted livestock systems. *Environmental Modelling and Software*, 26(12), 1442-1453.
- Martin S, Novarina G (1991) De la cogestion agricole à la cogestion rurale. L'exemple de la politique de la montagne. *Economie rurale*, 201(1), 33-36.
- Martin-StPaul N, Delzon S, Cochard H (2017) Plants resistance to drought relies on early stomata closure. *BioRxiv*, 099531.
- Martin-StPaul N, Limousin JM, Vogt-Schilb H, Rodríguez-Calcerrada J, Rambal S, Longepierre D, Misson L (2013) The temporal response to drought in a Mediterranean evergreen tree: comparing a regional precipitation gradient and a throughfall exclusion experiment. *Global Change Biology*, 19(8), 2413-2426.
- Mas JF, Kolb M, Paegelow M, Olmedo MTC, Houet T (2014) Inductive pattern-based land use/cover change models: A comparison of four software packages. *Environmental Modelling and Software*, 51, 94-111.
- Massot A, Pressurot A, Trouillet M, Hassenforder E (2021) Le contexte de la participation citoyenne dans la gestion de l'eau en France. *Sciences Eaux et Territoires*, 35, 6-12.
- Massuel S, Riaux J, Molle F, Kuper M, Ogilvie A, Collard AL, Leduc C, Barreteau O (2018) Inspiring a broader socio-hydrological negotiation approach with interdisciplinary field-based experience. *Water Resources Research*, 54, 4, 2510-2522. <https://doi.org/10.1002/2017WR021691>.
- Mathevet R, Bousquet F (2014) Résilience et environnement. *Penser les changements socio-écologiques*. Buchet-Chastel, Paris, 176p.

- Mathews AS (2020) Anthropology and the Anthropocene: Criticisms, experiments, and collaborations. *Annual Review of Anthropology*, 49, 67-82.
- Maugeri S (2002) Pour une sociologie de la gestion et de ses dispositifs, *Terminal*, 87.
- Mavrommati G, Baustian M, Dreelin E (2014) Coupling socioeconomic and lake systems for sustainability: a conceptual analysis using lake St. Clair region as a case study. *AMBIO* 43 (3), 275e287.
- Mazurski KR (1991) Communism and the Environment. In *Forum for Applied Research and Public Policy* (Vol. 5, No. 4, pp. 39-44).
- McGregor JL (1997) Regional climate modelling. *Meteorology and Atmospheric Physics*, 63(1-2), 105-117.
- McLeman R, Smit B (2006) Migration as an adaptation to climate change. *Clim. Change* 76, 31–53.
- MEA (2003) Ecosystems and human well-being: a framework for assessment. *Millennium Ecosystem Assessment*. World Resources Institute, Washington, p. 266.
- Meadows DH, Meadows DL, Randers J, Behrens WW (1972) *The limits to growth*. Universe Book, New York, US.
- Mearns LO, Gutowski W, Jones R, Leung R, McGinnis S, Nunes A, Qian Y (2009) A regional climate change assessment program for North America. *Eos, Transactions American Geophysical Union*, 90(36), 311-311.
- Meffe GK (1994) Human population control: the missing awareness. *Conservation Biology*, 8(1):310-313. <https://doi.org/10.1046/j.1523-1739.1994.08010310.x>
- Mehaffey MH, Nash MS, Wade TG, Ebert DW, Jones KB, Rager A (2005) Linking land cover and water quality in New York City's water supply watersheds. *Environmental monitoring and assessment*, 107(1-3), 29-44.
- Mehring M, Mehlhaus N, Ott E, Hummel D (2020) A systematic review of biodiversity and demographic change: A misinterpreted relationship?. *Ambio*, 49, 1297-1312.
- Meinzer FC, Andrade JL, Goldstein G, Holbrook NM, Cavellier J, Wright SJ (1999) Partitioning of soil water among canopy trees in a seasonally dry tropical forest. *Oecologia*, 121(3), 293-301.
- Mekonnen MM, Hoekstra AY (2016) Four billion people facing severe water scarcity. *Science advances*, 2(2), e1500323.
- Mendes MP, Ribeiro L, David TS, Costa A (2016) How dependent are cork oak (*Quercus suber* L.) woodlands on groundwater? A case study in southwestern Portugal. *Forest Ecology and Management*, 378, 122-130.
- Merchant EK (2021) *Building the population bomb*. Oxford University Press.
- Mermet L (2003) *Prospectives pour l'environnement. Quelles recherches ? Quelles ressources ? Quelles méthodes ?* La Documentation Française, Paris.
- Mermet L (2005) *Etudier les écologies futures. Un chantier ouvert pour les recherches prospectives environnementales*. P.I.E.-Peter Lang, Écopolis, vol. 5, Bruxelles.
- Mermet L, Berlan-Darqué M (2009) *Environnement : décider autrement - Nouvelles pratiques et nouveaux enjeux de la concertation*. Editions L'Harmattan.
- Mermet L, Poux X (2002) *Pour une recherche prospective en environnement. Repères théoriques et méthodologiques*. *Nature Sciences Sociétés*, 10(3), 7-15.
- Mérot P, Gascuel Odoux C, Walter C, Zhang X, Molénat J (1999) *Bocage landscape and surface water pathways*. *Revue des Sciences de l'Eau (France)*.
- Messenger ML, Lehner B, Cockburn C, Lamouroux N, Pella H, Snelder T, ... & Datry T (2021) Global prevalence of non-perennial rivers and streams. *Nature*, 594(7863), 391-397.
- Messenger ML, Lehner B, Grill G, Nedeva I, Schmitt O (2016) Estimating the volume and age of water stored in global lakes 520 using a geo-statistical approach, *Nature Communication*, 7(1), 13603, <https://doi.org/10.1038/ncomms13603>
- Météo-France (2021) *Les nouvelles projections climatiques de référence DRIAS 2020 pour la métropole*. <http://www.drias-climat.fr/>
- Metzger MJ, Rounsevell MD, Van den Heiligenberg HA, Pérez-Soba M, Hardiman PS (2010) How personal judgment influences scenario development: an example for future rural development in Europe. *Ecology and Society*, 15(2).
- Meyer WB (1995) Past and present land use and land cover in the USA. *Consequences*, 1(1), 25-33.
- Meyer SR, Johnson ML, Lilieholm RJ, Cronan CS (2014). Development of a stakeholder-driven spatial modeling framework for strategic landscape planning using Bayesian networks across two urban-rural gradients in Maine, USA. *Ecol. Model.* 291, 42e57.
- Meyer WB, Turner BL (1992) Human population growth and global land-use/cover change. *Annual Review of Ecology and Systematics*, 23(1):39-61. <https://doi.org/10.1146/annurev.es.23.110192.000351>

- Michelin Y (2000) Le bloc-diagramme: une clé de compréhension des représentations du paysage chez les agriculteurs? Mise au point d'une méthode d'enquête préalable à une gestion concertée du paysage en Artense (Massif central français). *Cybergeo: European Journal of Geography*.
- Michelin Y, Candau J (2009) Paysage, outil de médiation. *Apport Paysages Agricoles, Des outils pour des projets de développement durable des territoires*, 8.
- Micklin P (2007) The Aral sea disaster. *Annual Review of Earth Planetary Sciences*, 35, 47-72.
- Milkoreit M, Hodbod J, Baggio J, Benessaiah K, Calderón-Contreras R, Donges JF, ... & Werners SE (2018) Defining tipping points for social-ecological systems scholarship—an interdisciplinary literature review. *Environmental Research Letters*, 13(3), 033005.
- Millward-Hopkins J, Steinberger JK, Rao ND, Oswald Y (2020) Providing decent living with minimum energy: A global scenario. *Global Environmental Change*, 65, 102168.
- Milly PC, Betancourt J, Falkenmark M, Hirsch RM, Kundzewicz ZW, Lettenmaier DP, Stouffer RJ (2008) Stationarity is dead: Whither water management?. *Science*, 319(5863), 573-574.
- Milly PC, Dunne KA, Vecchia AV (2005) Global pattern of trends in streamflow and water availability in a changing climate. *Nature*, 438:347–350.
- Ministère de la Transition Écologique (2022) L'eau en France : ressource et utilisation - Synthèse des connaissances en 2021. <https://www.statistiques.developpement-durable.gouv.fr/leau-en-france-ressource-et-utilisation-synthese-des-connaissances-en-2021>
- Mitroi V, Deroubaix JF (2018) «Faire sciences participatives» dans le domaine de l'eau. *Trajectoires croisées au Nord et au Sud. Participations*, (2), 87-116.
- Mo KC (2011) Drought onset and recovery over the United States. *Journal of Geophysical Research: Atmospheres*, 116(D20).
- Molina M, McCarthy J, Wall D, Alley R, Cobb K, Cole J, Das S, Diffenbaugh N, Emanuel K, Frumkin H, Hayhoe L, Parmesan C, Sheppard M (2014) What we know: the reality, risk and response to climate change. American Association for the Advancement of Science (AAAS) Climate Science Panel, Washington
- Moore DR, Spittlehouse DL, Story A (2005) Riparian microclimate and stream temperature response to forest harvesting: a review 1. *JAWRA Journal of the American Water Resources Association*, 41(4), 813-834.
- Mora C (2014) Revisiting the environmental and socioeconomic effects of population growth: a fundamental but fading issue in modern scientific, public, and political circles. *Ecology and Society*, 19(1). <https://www.jstor.org/stable/26269513>
- Mora C, Spirandelli D, Franklin EC, Lynham J, Kantar MB, Miles W, Smith CZ, Freel K, Moy J, Louis LV, Barba EW, Bettinger K, Frazier AG, Colburn JF, Hanasaki N, Hawkins E, Hirabayashi Y, Knorr W, Little CM, Emanuel K, Sheffield J, Patz JA, Hunter CL (2018) Broad threat to humanity from cumulative climate hazards intensified by greenhouse gas emissions. *Nature Climate Change*. <https://doi.org/10.1038/s41558-018-0315-6>
- Moran EF (2017) *People and Nature: An Introduction to Human Ecological Relations*. Second Edition. John Wiley and Sons, Inc.
- Morand S (2016) *La prochaine peste: une histoire globale des maladies infectieuses*. Fayard.
- Morin E (1990) *Introduction à la pensée complexe*. Edition du seuil, Paris.
- Morin E (1995) La stratégie de reliance pour l'intelligence de la complexité. *Revue internationale de systémique*, 9(2), 105-122.
- Moritz C, Agudo R (2013) The Future of Species Under Climate Change: Resilience or Decline? *Science*, 341:504-508. <https://doi.org/10.1126/science.1237190>
- Morton T (2010) *The ecological thought*. Harvard University Press.
- Moss B (2008) Water pollution by agriculture. *Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences*, 363(1491), 659-666.
- Motesharrei S, Rivas J, Kalnay E (2014) Human and nature dynamics (HANDY): modeling inequality and use of resources in the collapse or sustainability of societies. *Ecol. Econ.* 101, 90–102.
- Motesharrei S, Rivas J, Kalnay E, Asrar GR, Busalacchi AJ, Cahalan RF, et al. (2016) Modeling sustainability: population, inequality, consumption, and bidirectional coupling of the Earth and Human Systems. *National Science Review*, 3(4), 470-494.
- Mougin B, Allier D, Blanchin R, Carn A, Courtois N, Gateau C, Putot E, Jegou J-P, Lachassagne P, Stollsteiner P, Wyns R (2008) *SILURES Bretagne (Système d'Information pour la Localisation et l'Utilisation des Ressources en Eau Souterraine) - Rapport Final – Année 5 – BRGM/RP-56457-FR – 129p*. <http://infoterre.brgm.fr/rapports/RP-56457-FR.pdf>
- Mueller V, Gray C, Kosec K (2014) Heat stress increases long-term human migration in rural Pakistan. *Nat. Clim. Chang.* 4, 182–185.
- Murray BR, Zeppel MJB, Hose GC, Eamus D (2003) Groundwater-dependent ecosystems in Australia: It's more than just water for rivers. *Ecological Management and Restoration* 4:110-113.

- Myers N, Mittermeier RA, Mittermeier CG, Da Fonseca GA, Kent J (2000) Biodiversity hotspots for conservation priorities. *Nature*, 403:853-858. <https://doi.org/10.1038/35002501>
- Naiman RJ (1999) A perspective on interdisciplinary science. *Ecosystems*, 292-295.
- Nakicenovic N, Swart R (2000) Emissions scenarios-special report of the Intergovernmental Panel on Climate Change. Cambridge University Press. 1, Cambridge, UK, p. 612.
- Nash JE, Sutcliffe JV (1970) River flow forecasting through conceptual models part I - A discussion of principles. *Journal of Hydrology*, 10(3), 282– 290. [https://doi.org/10.1016/0022-1694\(70\)90255-6](https://doi.org/10.1016/0022-1694(70)90255-6)
- Nassauer JI, Corry RC (2004) Using normative scenarios in landscape ecology. *Landscape ecology*, 19(4), 343-356.
- Nathan R, Lowe L (2012) The hydrologic impacts of farm dams. *Australasian Journal of Water Resources*, 16(1), 75-83.
- National Research Council (2001) Basic Research Opportunities in Earth Science. Washington, DC: The National Academies Press. <https://doi.org/10.17226/9981>.
- Nature (2015) Why interdisciplinary research matters. *Nature*, 525, 305. <https://doi.org/10.1038/525305a>
- Naumburg E, Mata-gonzalez R, Hunter RG, Mclendon T, Martin DW (2005) Phreatophytic vegetation and groundwater fluctuations: a review of current research and application of ecosystem response modeling with an emphasis on Great Basin vegetation. *Environmental Management* 35:726-740.
- Neal BP, Shephard P, Austin KA, Nathan RJ, Merz SK (2000) The effect of catchment farm dams on streamflows—Victorian case studies. In *Proceedings of the 3rd International Hydrology and Water Resources Symposium* (pp. 836-841).
- Nekola JC, Allen CD, Brown JH, Burger JR, Davidson AD, Fristoe TS, et al. (2013) The Malthusian–Darwinian dynamic and the trajectory of civilization. *Trends in Ecology and Evolution*, 28(3), 127-130.
- Nepstad DC, de Carvalho CR, Davidson EA, Jipp PH, Lefebvre PA, Negreiros GH, Vieira S (1994) The role of deep roots in the hydrological and carbon cycles of Amazonian forests and pastures. *Nature*, 372(6507), 666-669.
- Nevill JC, Hancock PJ, Murray BR, Ponder WF, Humphreys WF, Phillips ML, Groom PK (2010) Groundwater-dependent ecosystems and the dangers of groundwater overdraft: a review and an Australian perspective. *Pacific Conservation Biology*, 16(3), 187-208.
- Newell RE, Newell NE, Zhu Y, Scott C (1992) Tropospheric rivers?—A pilot study. *Geophysical research letters*, 19(24), 2401-2404.
- Newton AC (2010) Use of a Bayesian network for red listing under uncertainty. *Environmental Modelling and Software* 25, 15e23.
- Ng GHC, McLaughlin D, Entekhabi D, Scanlon BR (2010) Probabilistic analysis of the effects of climate change on groundwater recharge. *Water Resources Research*, 46(7).
- Niazi M, Hussain A (2011) Agent-based computing from multi-agent systems to agent-based models: a visual survey. *Scientometrics*, 89(2), 479-499.
- Nicholson SE, Davenport ML, Malo AR (1990) A comparison of the vegetation response to rainfall in the Sahel and East Africa, using normalized difference vegetation index from NOAA AVHRR. *Climatic change*, 17(2-3), 209-241.
- Nigatu G, Dinar A (2016) Economic and hydrological impacts of the Grand Ethiopian Renaissance Dam on the Eastern Nile River basin. *Environment and Development Economics*, 21(4), 532-555.
- Niehoff D, Fritsch U, Bronstert A (2002) Land-use impacts on storm-runoff generation: scenarios of land-use change and simulation of hydrological response in a meso-scale catchment in SW-Germany. *Journal of hydrology*, 267(1-2), 80-93.
- Nobel PS (2009) *Physicochemical and Environmental Plant Physiology*, 4th Edition. Oxford: Academic Press.
- Nóbrega RL, Guzha AC, Torres GN, Kovacs K, Lamparter G, Amorim RS, Gerold G (2017) Effects of conversion of native cerrado vegetation to pasture on soil hydro-physical properties, evapotranspiration and streamflow on the Amazonian agricultural frontier. *PloS one*, 12(6)
- Noyes PD, McElwee MK, Miller HD, Clark BW, Van Tiem LA, Walcott KC, Levin ED (2009) The toxicology of climate change: environmental contaminants in a warming world. *Environment international*, 35(6), 971-986.
- NRC (2014) *Advancing land change modeling: opportunities and research requirements*. National Research Council, Washington, DC, USA.
- Nunan N, Schmidt H, Raynaud X (2020) The ecology of heterogeneity: soil bacterial communities and C dynamics. *Philosophical Transactions of the Royal Society B*, 375(1798), 20190249.
- O’connor TG (2001) Effect of small catchment dams on downstream vegetation of a seasonal river in semi-arid African savanna. *Journal of Applied Ecology*, 38(6), 1314-1325.

- OEB (2019) Le cycle de l'eau en Bretagne. Les dossiers de l'environnement en Bretagne. Observatoire de l'environnement en Bretagne. <https://bretagne-environnement.fr/>
- OEB (2023) Observatoire de l'environnement en Bretagne. <https://bretagne-environnement.fr/>
- Ogden FL, Crouch TD, Stallard RF, Hall JS (2013) Effect of land cover and use on dry season river runoff, runoff efficiency, and peak storm runoff in the seasonal tropics of Central Panama. *Water Resources Research*, 49(12), 8443-8462.
- Oki T, Kanae S (2006) Global hydrological cycles and world water resources. *science*, 313(5790), 1068-1072.
- Okkonen J, Kløve B (2010) A conceptual and statistical approach for the analysis of climate impact on ground water table fluctuation patterns in cold conditions. *Journal of Hydrology*, 388(1-2), 1-12.
- Olive G (2002) Prospective et changement climatique: six scénarios pour l'agriculture du bassin de la Seine à l'horizon 2050, Rapport de DEA, Institut National Agronomique Paris-Grignon, Spécialisation "Economie de l'environnement et des ressources naturelles", 114 p.
- Oliveira RS, Bezerra L, Davidson EA, Pinto F, Klink CA, Nepstad DC, Moreira A (2005) Deep root function in soil water dynamics in cerrado savannas of central Brazil. *Functional Ecology*, 19(4), 574-581.
- Olsson J, Arheimer B, Borris M, Donnelly C, Foster K, Nikulin G, ... & Yang W (2016) Hydrological climate change impact assessment at small and large scales: key messages from recent progress in Sweden. *Climate*, 4(3), 39.
- Olson BM, Miller JJ, Rodvang SJ, Yanke LJ (2005) Soil and groundwater quality under a cattle feedlot in southern Alberta. *Water Quality Research Journal*, 40(2), 131-144.
- Olszewski R, Cegińska M, Szczepankowska U, Wesolowski J (2020) Developing a serious game that supports the resolution of social and ecological problems in the toolset environment of cities: Skylines. *ISPRS International Journal of Geo-Information*, 9(2), 118.
- O'Neill DW, Fanning AL, Lamb WF, Steinberger JK (2018) A good life for all within planetary boundaries. *Nature sustainability*, 1(2), 88-95.
- Orellana F, Verma P, Loheide SP, Daly E (2012) Monitoring and modeling water-vegetation interactions in groundwater-dependent ecosystems. *Reviews of Geophysics*, 50(3).
- Osborn F (1949) Our plundered planet. Our plundered planet.
- Ostrom E (1990) *Governing the commons: The evolution of institutions for collective action*. Cambridge university press.
- Otero I, Farrell KN, Pueyo S, Kallis G, Kehoe L, Haberl H, et al. (2020) Biodiversity policy beyond economic growth. *Conservation Letters*, e12713.
- Overmars KP, Verburg PH (2007) Comparison of a deductive and an inductive approach to specify land suitability in a spatially explicit land use model. *Land use policy*, 24(3), 584-599.
- Ozdogan M, Rodell M, Beaudoin HK, Toll DL (2010) Simulating the effects of irrigation over the United States in a land surface model based on satellite-derived agricultural data. *Journal of Hydrometeorology*, 11(1), 171-184.
- Pahl-Wostl C (2005) Information, public empowerment, and the management of urban watersheds. *Environmental Modelling and Software* 20, 457e467.
- Pahl-Wostl C, Craps M, Dewulf A, Mostert E, Tabara D, Taillieu T (2007) Social learning and water resources management. *Ecology and society*, 12(2).
- Pak MV, Brieva DC (2010) Designing and implementing a role-playing game: a tool to explain factors, decision making and landscape transformation. *Environmental Modelling and Software*, 25(11), 1322-1333.
- Pan Y, Birdsey RA, Fang J, Houghton R, Kauppi PE, Kurz WA, ... & Hayes D (2011) A large and persistent carbon sink in the world's forests. *Science*, 333(6045), 988-993.
- Paradis S, Lelli L (2010) La médiation paysagère, levier d'un développement territorial durable?. *Développement durable et territoires. Économie, géographie, politique, droit, sociologie*, 1(2).
- Parasie S, Dedieu F (2019) À quoi tient la crédibilité des données citoyennes?. *L'institutionnalisation des capteurs citoyens de pollution de l'air en Californie. Revue d'anthropologie des connaissances*, 13(13-4).
- Parker DC, Entwisle B, Rindfuss RR, Vanwey LK, Manson SM, Moran E, An L, Deadman P, Evans TP, Linderman M (2008) Case studies, cross-site comparisons, and the challenge of generalization: comparing agent-based models of land-use change in frontier regions. *J. Land Use Sci.* 3 (1), 41e72.
- Parker DC, Manson SM, Janssen MA, Hoffmann MJ, Deadman P (2003) Multiagent systems for the simulation of land-use and land-cover change: a review. *Ann. Assoc. Am. Geogr.* 93 (2), 314e337.
- Parmesan C, Yohe G (2003) A globally coherent fingerprint of climate change impacts across natural systems. *Nature*, 421(6918), 37-42.

- Parrique T (2019) The political economy of degrowth. PhD Thesis, Université Clermont Auvergne, Clermont-Ferrand, France.
- Parrique T, Barth J, Briens F, Kerschner C, Kraus-Polk A, Kuokkanen A, Spangenberg JH (2019) Decoupling debunked: Evidence and arguments against green growth as a sole strategy for sustainability. European Environmental Bureau.
- Patterson LA, Lutz B, Doyle MW (2013) Climate and direct human contributions to changes in mean annual streamflow in the South Atlantic, USA. *Water Resources Research*, 49(11), 7278-7291.
- Pauli GA (2010) The blue economy: 10 years, 100 innovations, 100 million jobs. Paradigm publications.
- Pavlis J, Jeník J (2000) Roots of pioneer trees in the Amazonian rain forest. *Trees*, 14(8), 442-455.
- Pearl J (1985) Bayesian networks: a model of self-activated memory for evidential reasoning. In: 7th Conference of the Cognitive Science Society. Computer Science Department. University of California, Irvine, 329-324.
- Peel MC, Finlayson BL, McMahon TA (2007) Updated world map of the Köppen-Geiger climate classification. *Hydrology and earth system sciences*, 11(5), 1633-1644.
- Pepin NC, Duane WJ, Hardy DR (2010) The montane circulation on Kilimanjaro, Tanzania and its relevance for the summit ice fields: Comparison of surface mountain climate with equivalent reanalysis parameters. *Global and Planetary Change*, 74(2), 61-75.
- Pereira HM, Navarro LM (2015) Rewilding European landscapes. Springer Nature.
- Perez-Valdivia C, Sauchyn D, Vanstone J (2012) Groundwater levels and teleconnection patterns in the Canadian Prairies. *Water Resources Research*, 48(7).
- Pestre D (2013) Les techno-sciences entre économie, précaution et démocratie. *Le sujet dans la cité*, (2), 34-44.
- Peterson GD, Cumming GS, Carpenter SR (2003) Scenario planning: a tool for conservation in an uncertain world. *Conservation biology*, 17(2), 358-366
- Hausfather Z, Peters GP (2020) Emissions—the 'business as usual' story is misleading. *Nature*, 577(7792), 618-620.
- Petts GE, Gurnell AM (2005) Dams and geomorphology: research progress and future directions. *Geomorphology*, 71(1-2), 27-47.
- Perhac RM (1998) Comparative risk assessment: where does the public fit in?. *Science, Technology, and Human Values*, 23(2), 221-241.
- Pickett STA, Burch WR, Grove JM (1999) Interdisciplinary research: maintaining the constructive impulse in a culture of criticism. *Ecosystems*, 302-307.
- Pielke RA (2005) Land use and climate change. *Science*, 310(5754), 1625-1626.
- Pielke RA, Adegoke J, Beltraán-Przekurat A, Hiemstra CA, Lin J, Nair US, Nobis TE (2007) An overview of regional land-use and land-cover impacts on rainfall. *Tellus B: Chemical and Physical Meteorology*, 59(3), 587-601.
- Pielke RA, Marland G, Betts RA, Chase TN, Eastman JL, Niles JO, Running SW (2002) The influence of land-use change and landscape dynamics on the climate system: relevance to climate-change policy beyond the radiative effect of greenhouse gases. *Philosophical Transactions of the Royal Society of London. Series A: Mathematical, Physical and Engineering Sciences*, 360(1797), 1705-1719.
- Pielke RA, Pitman A, Niyogi D, Mahmood R, McAlpine C, Hossain F, Reichstein M (2011) Land use/land cover changes and climate: modeling analysis and observational evidence. *Wiley Interdisciplinary Reviews: Climate Change*, 2(6), 828-850.
- Piquette E, Wintz M (2009) L'eau: ressource unique et gestion éclatée. Vers une colonisation technique territorialisée. *Économie rurale. Agricultures, alimentations, territoires*, (310), 74-91.
- Piveteau V (1995) Prospective et territoire. Apports d'une réflexion sur le jeu. Collection « Etudes Cemagref », Cemagref, Paris.
- Plassard F (2002) Une approche rétrospective de la prospective: " le scénario de l'inacceptable". *Géocarrefour*, 77(2), 197-214.
- Poff NL, Brinson MM, Day JW (2002) Aquatic ecosystems and global climate change. *Pew Center on Global Climate Change*, Arlington, VA, 44, 1-36.
- Poff NL, Zimmerman JK (2010) Ecological responses to altered flow regimes: a literature review to inform the science and management of environmental flows. *Freshwater biology*, 55(1), 194-205.
- Polasky S, Carpenter SR, Folke C, Keeler B (2011) Decision-making under great uncertainty: environmental management in an era of global change. *Trends in Ecology and Evolution*, 26(8), 398-404.
- Polimeni JM, Mayumi K, Giampietro M et al. (2008) The Jevons Paradox and the Myth of Resource Efficiency Improvements. Earthscan. London, UK. Sterling, VA, USA.
- Pongratz J, Reick C, Raddatz T, Claussen M (2008) A reconstruction of global agricultural areas and land cover for the last millennium. *Global Biogeochemical Cycles*, 22(3).

- Pont E (2022) Faut-il arrêter de faire des enfants pour sauver la planète ? Entre question de société et choix personnel. Éditions Payot. France.
- Popper R (2008) How are foresight methods selected? *Foresight*, 10 (6), 62-89.
- Potts M (2009) Where next?. *Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences*, 364:3115-3124. <https://doi.org/10.1098/rstb.2009.0181>
- Poux X (2003) Les méthodes des scénarios, in *Prospectives pour l'environnement : Quelles recherches? Quelles ressources? Quelles méthodes?*, Ed. Mermet L., La documentation française, pp. 33-50
- Poux X, Mermet L, Bouni C, Narcy J-B, Dubien I (2001) Méthodologie de prospective des zones humides à l'échelle micro-régionale - problématique de mise en oeuvre et d'agrégation des résultats, Rapport scientifique au PNRZH, AScA, 111 p.
- Puma MJ, Cook BI (2010) Effects of irrigation on global climate during the 20th century. *Journal of Geophysical Research: Atmospheres*, 115(D16).
- Quintana-Seguí P, Le Moigne P, Durand Y, Martin E, Habets F, Baillon M, Canellas C, Franchisteguy L, Morel S (2008) Analysis of near-surface atmospheric variables: Validation of the SAFRAN analysis over France. *Journal of Applied Meteorology and Climatology*, 47(1), 92–107. <https://doi.org/10.1175/2007JAMC1636.1>
- Ramankutty N, Foley JA (1998) Characterizing patterns of global land use: An analysis of global croplands data. *Global biogeochemical cycles*, 12(4), 667-685.
- Ramankutty N, Evan AT, Monfreda C, Foley JA (2008) Farming the planet. Part 1: the geographic distribution of global agricultural lands in the year 2000. *Global Biogeochem Cycles* 22:GB1003. <https://doi.org/10.1029/2007GB002952>
- Rao AS, Georgeff MP (1995) BDI Agents: from Theory to Practice. In: *International Conference on Multiagent Systems*, pp. 312e319.
- Ratna Reddy V, Syme GJ (2014) Social sciences and hydrology: An introduction. *Journal of Hydrology*, 518, 1-4.
- Raymond PA, Hartmann J, Lauerwald R, Sobek S, McDonald C, Hoover M, Kortelainen P (2013) Global carbon dioxide emissions from inland waters. *Nature*, 503(7476), 355-359.
- Réchède M (2022) En quoi la prospective oriente-t-elle des choix structurants d'aménagement pour le territoire lorientais? Enquête prospective portuaire et maritime à l'échelle de Lorient Agglomération. Master Thesis, Université de Bretagne Sud.
- Reckhow KH (2003) Bayesian approaches in ecological analysis and modeling. In: Canham, C.D., Cole, J.J., Lauenroth, W.K. (Eds.), *Models in Ecosystem Science*. Princeton University Press, p. 456.
- Reckien D, Eisenack K, Lüdeke MK (2011) Land consumption by urban sprawl—A new approach to deduce urban development scenarios from actors' preferences. *Environmental Modeling and Assessment*, 16, 465-477.
- Reckien D, Luedeke MK (2014) The social dynamics of suburbanization: Insights from a qualitative model. *Environment and Planning A*, 46(4), 980-1000.
- Rempe DM, Dietrich WE (2014) A bottom-up control on fresh-bedrock topography under landscapes. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*, 111(18), 6576–6581. <https://doi.org/10.1073/pnas.1404763111>
- Ren Y, Lü Y, Comber A, Fu B, Harris P, Wu L (2019) Spatially explicit simulation of land use/land cover changes: Current coverage and future prospects. *Earth-Science Reviews*, 190, 398-415.
- Reynaud B (1998). Les propriétés des routines: outils pragmatiques de décision et modes de coordination collective. *Sociologie du travail*, 465-477.
- Reuveny R (2007) Climate change-induced migration and violent conflict. *Polit. Geogr.* 26, 656–673.
- Richard-Ferroudji A (2014) Rare birds for fuzzy jobs: A new type of water professional at the watershed scale in France. *Journal of Hydrology*, 519, 2468-2474.
- Richards R, Sanó M, Roiko A, Carter RW, Bussey M, Matthews J, Smith TF (2013) Bayesian belief modeling of climate impacts for informing regional adaptation options. *Environmental Modelling and Software* 44, 113e121.
- Richardson JS (1992) Coarse particulate detritus dynamics in small, montane streams Southwestern British Columbia. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 49(2), 337-346.
- Richardson K, Steffen W, Lucht W, Bendtsen J, Cornell SE, Donges JF, ... & Rockström J (2023) Earth beyond six of nine Planetary Boundaries. *Science Advances*, 9(37), eadh2458.
- Richter B, Baumgartner J, Wigington R, Braun D (1997) How much water does a river need?. *Freshwater biology*, 37(1), 231-249.
- Riebe CS, Hahm WJ, Brantley SL (2017) Controls on deep critical zone architecture: a historical review and four testable hypotheses. *Earth Surface Processes and Landforms*, 42(1), 128–156. <https://doi.org/10.1002/esp.4052>
- Riebsame WE, Meyer WB, Turner BL II (1994) Modeling land use and cover as part of global environmental change. *Clim Change* 28:45–64.

- Riggio J, Baillie JE, Brumby S, Ellis E, Kennedy CM, Oakleaf JR, et al. (2020) Global human influence maps reveal clear opportunities in conserving Earth's remaining intact terrestrial ecosystems. *Global Change Biology*.
- Rigo R (2023) Outcomes of fine scales land use and land cover change scenarios: a temporal assessment applied to water and environmental management. PhD Thesis, University of Rennes 2.
- Rinaudo J-D, Neverre N, Rouillard J (2021) Détour par le futur : la prospective comme moyen d'engager les acteurs dans la planification des eaux souterraines. *Sciences Eaux et Territoires*, 35, 76-82.
- Ripple WJ, Beschta RL (2012) Trophic cascades in Yellowstone: the first 15 years after wolf reintroduction. *Biological Conservation*, 145(1), 205-213.
- Ripple WJ, Smith P, Haberl H, Montzka SA, McAlpine C, Boucher DH (2014) Ruminants, climate change and climate policy. *Nature Climate Change*, 4:2-5. <https://doi.org/10.1038/nclimate2081>
- Ripple WJ, Wolf C, Newsome T, Barnard P, Moomaw W, Grandcolas P (2019) World scientists' warning of a climate emergency. *BioScience*.
- Ripple WJ, Wolf C, Newsome TM, Galetti M, Alamgir M, Crist E, Mahmoud MI, Laurance WF, et al. (2017) World Scientists' Warning to Humanity: A Second Notice. *Bioscience*, 67(12):1026-1028. <https://doi.org/10.1093/biosci/bix125>
- Ritter A, Muñoz-Carpena R (2013) Performance evaluation of hydrological models: Statistical significance for reducing subjectivity in goodness-of-fit assessments. *Journal of Hydrology*, 480, 33-45. <https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2012.12.004>
- Robert C (2016) Comprendre les changements d'utilisation des terres en France pour mieux estimer leurs impacts sur les émissions de gaz à effet de serre. De l'observation à la modélisation. PhD Thesis, Université Paris Diderot.
- Rockström J, Falkenmark M, Lannerstad M, Karlberg L (2012) The planetary water drama: Dual task of feeding humanity and curbing climate change. *Geophysical Research Letters*, 39(15).
- Rockström J, Steffen W, Noone K, Persson Å, Chapin FS, Lambin EF, et al. (2009) A safe operating space for humanity. *Nature*, 461(7263), 472-475.
- Rodell M, Velicogna I, Famigletti JS (2009) Satellite-based estimates of groundwater depletion in India. *Nature* 460, 999-1002.
- Roëls CA, Van Cutsem M (2012) Gouvernance multi-niveaux et prospective territoriale en Europe. *Cosmopolis*, (3-4), 96-108.
- Roger A (1997) *Court traité du paysage*. Gallimard, Paris.
- Romagny B, Simonneaux V, Boujrouf S, Er-Raki S, Riaux J (2019) Ressources en eau, sociétés et territoires méditerranéens. L'interdisciplinarité pour répondre aux défis du changement climatique. *Natures Sciences Sociétés*, 27(2), 219-224.
- Romdhani A, Van Tilbeurgh V (2018) Les émotions dans l'action collective. Les mobilisations contre les parcs éoliens et les bâtiments d'élevages en Bretagne (France). *Nouvelles perspectives en sciences sociales*, 14(1), 151-201.
- Roques C, Bour O, Aquilina L, Dewandel B (2016) High-yielding aquifers in crystalline basement: insights about the role of fault zones, exemplified by Armorican Massif, France. *Hydrogeology Journal*, 24(8), 2157-2170. <https://doi.org/10.1007/s10040-016-1451-6>
- Rost S, Gerten D, Bondeau A, Lucht W, Rohwer J, Schaphoff S (2008) Agricultural green and blue water consumption and its influence on the global water system. *Water Resources Research*, 44(9).
- Rosanvallon P (2006) *La contre démocratie*. Seuil, Paris.
- Roudier P, Andersson J, Donnelly C, Feyen L, Greuell W, Ludwig F (2016) Projections of future floods and hydrological droughts in Europe under a+ 2 C global warming. *Climatic change*, 135(2), 341-355.
- Rouquet S (2012) Étude du fonctionnement hydrogéologique et modélisation de l'hydrosystème de Volvic : Prise en compte du rôle joué par la forêt. PhD Thesis. Ecole Nationale Supérieure des Mines de Paris.
- Rowe G, Frewer LJ (2000) Public participation methods: a framework for evaluation. *Science, Technology, and Human values*, 25(1), 3-29.
- Rull V, Cañellas-Boltà N, Sáez A, Margalef O, Bao R, Pla-Rabes S, ... & Giralt S (2013). Challenging Easter Island's collapse: the need for interdisciplinary synergies. *Frontiers in Ecology and Evolution*, 1, 3.
- Ruth M (2009) The nature of the beast and the beast in nature: broadening the perspective of technology. *Bull Sci, Technol So*, 29: 374-82.
- Ruth M, Ibararán M (2009) *Distributional Impacts of Climate Change and Disasters: Concepts and Cases*. Cheltenham, UK; Northampton, MA, USA: Edward Elgar Publishing.
- Sabater S (2008) Alterations of the global water cycle and their effects on river structure, function and services. *Freshwater Review*, 1:75-88

- Sabater S, Tockner K (2009) Effects of hydrologic alterations on the ecological quality of river ecosystems. In *Water scarcity in the Mediterranean*. Springer, Berlin, Heidelberg. (pp. 15-39)
- Sahin O, Siems RS, Stewart RA, Porter MG (2016) Paradigm shift to enhanced water supply planning through augmented grids, scarcity pricing and adaptive factory water: a system dynamics approach. *Environmental Modelling and Software*, 75, 348-361.
- Salazar A, Katzfey J, Thatcher M, Syktus J, Wong K, McAlpine C (2016) Deforestation changes land-atmosphere interactions across South American biomes. *Global and planetary change*, 139, 97-108.
- Salles D (2006) *Les défis de l'environnement : Démocratie et efficacité*. Editions Syllepse.
- Salles D (2022) Repenser l'eau à l'ère du changement climatique. *Annales des Mines - Responsabilité et environnement* (No. 2, pp. 32-36). Cairn/Softwin.
- Samuelsson P, Jones CG, Will' En U, Ullerstig A, Gollvik S, Hansson ULF, ... & Wyser K (2011) The Rossby Centre Regional Climate model RCA3: model description and performance. *Tellus A: Dynamic Meteorology and Oceanography*, 63(1), 4-23.
- Sánchez-Bayo F, Wyckhuys KA (2019) Worldwide decline of the entomofauna: A review of its drivers. *Biological Conservation*, 232:8-27. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2019.01.020>
- Sands RD, Leimbach M (2003) Modeling agriculture and land use in an integrated assessment framework. *Climatic Change*, 56(1-2), 185-210.
- Sandström K (1995) Modeling the effects of rainfall variability on groundwater recharge in semi-arid Tanzania. *Hydrology Research*, 26(4-5), 313-330.
- Santelmann MV, White D, Freemark K, Nassauer JI, Eilers JM, Vache KB, ... & Debinski D (2004) Assessing alternative futures for agriculture in Iowa, USA. *Landscape ecology*, 19, 357-374.
- Sargeant CI, Singer MB (2016) Sub-annual variability in historical water source use by Mediterranean riparian trees. *Ecohydrology*, 9(7), 1328-1345.
- Sauquet E, Arama Y, Coutagne EB, Bouscasse H, Branger F, Braud I, ... & Vidal JP (2015) *Projet R²D² 2050 – Risque, Ressource en eau et gestion Durable de la Durance en 2050*, MEDDE, Rapport final, convention 10-GCMOT-GICC-3-CVS-102, 2015, <http://cemadoc.irstea.fr/cemoa/PUB00044634>.
- Savelli E, Mazzoleni M, Di Baldassarre G, Cloke H, Rusca M (2023) Urban water crises driven by elites' unsustainable consumption. *Nature Sustainability*.
- Saxe H, Cannell MG, Johnsen Ø, Ryan MG, Vourlitis G (2001) Tree and forest functioning in response to global warming. *New phytologist*, 149(3), 369-399.
- Sayer J, Sunderland T, Ghazoul J, Pfund JL, Sheil D, Meijaard E, ... & Buck LE (2013) Ten principles for a landscape approach to reconciling agriculture, conservation, and other competing land uses. *Proceedings of the national academy of sciences*, 110(21), 8349-8356.
- Scanlon BR, Faunt CC, Longuevergne L, Reedy RC, Alley WM, McGuire VL, McMahon PB (2012) Groundwater depletion and sustainability of irrigation in the US High Plains and Central Valley. *Proceedings of the national academy of sciences*, 109(24), 9320-9325.
- Scanlon BR, Keese KE, Flint AL et al. (2006) Global synthesis of groundwater recharge in semiarid and arid regions. *Hydrol Processe*, 20: 3335-70.
- Schäfer KVR, Renninger HJ, Clark KL, Medvigy D (2014) Hydrological responses to defoliation and drought of an upland oak/pine forest. *Hydrological processes*, 28(25), 6113-6123.
- Scheffer M, Carpenter SR (2003) Catastrophic regime shifts in ecosystems: linking theory to observation. *Trends in Ecology and Evolution*, 18(12), 648-656.
- Schenk HJ, Jackson RB (2005) Mapping the global distribution of deep roots in relation to climate and soil characteristics. *Geoderma*, 126(1-2), 129-140.
- Schewe J, Heinke J, Gerten D, Haddeland I, Arnell NW, Clark DB, Gosling SN (2014) Multimodel assessment of water scarcity under climate change. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 111(9), 3245-3250.
- Schmitt Olabisi LK, Kapuscinski AR, Johnson KA, Reich PB, Stenquist B, Draeger KJ (2010) Using scenario visioning and participatory system dynamics modeling to investigate the future: lessons from Minnesota 2050. *Sustainability* 2 (8), 2686e2706.
- Schoemaker PJ (1993) Multiple scenario development: Its conceptual and behavioral foundation. *Strategic management journal*, 14(3), 193-213.
- Schreinemachers P, Berger T (2011) An agent-based simulation model of humane environment interactions in agricultural systems. *Environmental Modelling and Software* 26, 845e859.
- Schwartz P (1996) *The art of the long view: planning for the future in an uncertain world*. Currency.
- Schwarzer S (2021) Working with plants, soils and water to cool the climate and rehydrate Earth's landscapes. UNEP.

- Schyns JF, Hoekstra AY, Booij MJ, Hogeboom RJ, Mekonnen MM (2019) Limits to the world's green water resources for food, feed, fiber, timber, and bioenergy. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 116(11), 4893-4898.
- Scrieciu SŞ, Stringer LC (2008) The transformation of post-communist societies in Central and Eastern Europe and the Former Soviet Union: an economic and ecological sustainability perspective. *European Environment*, 18(3), 168-185.
- Searchinger T, Waite R, Hanson C, Ranganathan J, Dumas P, Matthews E, Klirs C (2019) Creating a sustainable food future: A menu of solutions to feed nearly 10 billion people by 2050. Final report.
- Seppelt R, Dormann CF, Eppink FV, Lautenbach S, Schmidt S (2011) A quantitative review of ecosystem service studies: approaches, shortcomings and the road ahead. *Journal of applied Ecology*, 48(3), 630-636.
- Shabad T (1979) Communist environmentalism. *Problems of Communism*, 28, 64.
- Shaftel FR, Shaftel GA (1967) *Role-playing for Social Values*. John Wiley, New York.
- Sharp H (2020) Not all humans: Radical criticism of the Anthropocene narrative. *Environmental Philosophy*, 17(1), 143-158.
- Shiklomanov IA (2000) Appraisal and assessment of world water resources. *Water international*, 25(1), 11-32.
- Shove E (2010) Beyond the ABC: climate change policy and theories of social change. *Environment and planning A*, 42(6), 1273-1285.
- Singhal BBS, Gupta RP (2010) *Applied Hydrogeology of Fractured Rocks* (Springer Science+Business Media (ed.); 2nd ed.). Springer Dordrecht. <https://doi.org/https://doi.org/10.1007/978-90-481-8799-7>
- Sintomer Y (2011) Démocratie participative, démocratie délibérative : l'histoire contrastée de deux catégories émergentes, in Bacqué M.-H. et Sintomer Y. (Eds), *La démocratie participative. Histoires et généalogies*, Paris, La Découverte.
- Shove E (2010) Beyond the ABC: climate change policy and theories of social change. *Environ Plan A*, 42:1273-1285.
- Siebert S, Burke J, Faures JM, Frenken K, Hoogeveen J, Döll P, Portmann FT (2010) Groundwater use for irrigation—a global inventory. *Hydrology and earth system sciences*, 14(10), 1863-1880.
- Siebert S, Döll P (2010) Quantifying blue and green virtual water contents in global crop production as well as potential production losses without irrigation. *Journal of Hydrology*, 384(3-4), 198-217.
- Siebert S, Kumm M, Porkka M, Döll P, Ramankutty N, Scanlon BR (2015) A global data set of the extent of irrigated land from 1900 to 2005. *Hydrology and Earth System Sciences*, 19(3), 1521-1545.
- Silvertown J, Araya Y, Gowing D (2015) Hydrological niches in terrestrial plant communities: a review. *Journal of Ecology*, 103(1), 93-108.
- Skiadaresis G, Schwarz JA, Bauhus J (2019) Groundwater extraction in floodplain forests reduces radial growth and increases summer drought sensitivity of pedunculate oak trees (*Quercus robur* L.). *Frontiers in Forests and Global Change*, 2, 5.
- Smil V (2008) Long-range energy forecasts are no more than fairy tales. *Nature*, 453: 154.
- Smith LG (2014) *Impact assessment and sustainable resource management*. Routledge.
- Smith H, Wood PJ (2002) Flow permanence and macroinvertebrate community variability in limestone spring systems. *Hydrobiologia*, 487(1), 45-58.
- Sonter LJ, Dade MC, Watson JE, Valenta RK (2020) Renewable energy production will exacerbate mining threats to biodiversity. *Nature communications*, 11(1), 4174.
- Sood A, Smakhtin V (2015) Global hydrological models: a review. *Hydrological Sciences Journal*, 60(4), 549-565.
- Sophocleous M (2002) Interactions between groundwater and surface water: the state of the science. *Hydrogeology journal*, 10(1), 52-67.
- Sorrell S (2009) Jevons' Paradox revisited: The evidence for backfire from improved energy efficiency. *Energy policy*, 37(4), 1456-1469.
- Souchère V, Millair L, Echeverria J, Bousquet F, Le Page C, Etienne M (2010) Co-constructing with stakeholders a role-playing game to initiate collective management of erosive runoff risks at the watershed scale. *Environmental Modelling and Software*, 25(11), 1359-1370.
- Spies TA, Ripple WJ, Bradshaw GA (1994) Dynamics and pattern of a managed coniferous forest landscape in Oregon. *Ecological Applications*, 4(3), 555-568.
- Spracklen DV, Garcia-Carreras L (2015) The impact of Amazonian deforestation on Amazon basin rainfall. *Geophysical Research Letters*, 42(21), 9546-9552.
- Stahel WR (2016) The circular economy. *Nature*, 531(7595), 435-438.

- Star SL, Griesemer JR (1989) Institutional ecology, translations' and boundary objects: Amateurs and professionals in Berkeley's Museum of Vertebrate Zoology, 1907-39. *Social studies of science*, 19(3), 387-420.
- Steffen W, Richardson K, Rockström J, Cornell SE, Fetzer I, Bennett EM, et al. (2015) Planetary boundaries: Guiding human development on a changing planet. *Science*, 347(6223):1259855. <https://doi.org/10.1126/science.1259855>
- Steffen W, Rockström J, Richardson K, Lenton TM, Folke C, Liverman D, ... & Schellnhuber HJ (2018) Trajectories of the Earth System in the Anthropocene. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 115(33), 8252-8259.
- Steffen W, Sanderson RA, Tyson PD, Jäger J, Matson PA, Moore III B, ... & Wasson RJ (2005) *Global change and the earth system: a planet under pressure*. Springer Science and Business Media.
- Steinitz C, Arias H, Bassett S, Flaxman M, Goode T, Maddock T, Shearer A (2003) *Alternative futures for changing landscapes: the upper San Pedro River Basin in Arizona and Sonora*. Island press.
- Sterman JD (2012) *Sustaining Sustainability: Creating a Systems Science in a Fragmented Academy and Polarized World*, Sustainability Science. Springer, New York, pp. 21e58.
- Stone EL, Kalisz PJ (1991) On the maximum extent of tree roots. *Forest ecology and management*, 46(1-2), 59-102.
- Strzepek K, Schlosser A, Gueneau A, Gao X, Blanc É, Fant C, ... & Jacoby HD (2013) Modeling water resource systems within the framework of the MIT Integrated Global System Model: IGSM-WRS. *Journal of Advances in Modeling Earth Systems*, 5(3), 638-653.
- Sutton P (2004) *Nature, environment and society*. Macmillan International Higher Education. <https://doi.org/10.1007/978-0-230-21244-2>
- Swanson FJ, Kratz TK, Caine N, Woodmansee RG (1988) Landform effects on ecosystem patterns and processes. *BioScience*, 38(2), 92-98.
- Swank WT, Swift JL, Douglass JE (1988) Streamflow changes associated with forest cutting, species conversions, and natural disturbances. *Forest hydrology and ecology at Coweeta*, 297-312.
- Swart RJ, Raskin P, Robinson J (2004) The problem of the future: sustainability science and scenario analysis. *Glob. Environ. Change* 14 (2), 137e146.
- Tainter J (1988) *The collapse of complex societies*. Cambridge university press.
- Tamburino L, Cafaro P, Bravo G (2023) An Analysis of Three Decades of Increasing Carbon Emissions: The Weight of the P Factor. *Sustainability*, 15(4), 3245.
- Taylor RG, Scanlon B, Döll P, Rodell M, Van Beek R, Wada Y, ... & Treidel H (2013) Ground water and climate change. *Nature Climate Change*, 3(4), 322-329.
- Taylor CA, Stefan HG (2009) Shallow groundwater temperature response to climate change and urbanization. *Journal of Hydrology*, 375(3-4), 601-612.
- Taylor KE, Stouffer RJ, Meehl GA (2012) An Overview of CMIP5 and the Experiment Design. *Bulletin of the American Meteorological Society*, 93(4), 485–498. <https://doi.org/10.1175/bams-d-11-00094.1>
- Taylor R, Tindimugaya C (2012) The impacts of climate change and rapid development on weathered crystalline rock aquifer systems in the humid tropics of sub-Saharan Africa: Evidence from southwestern Uganda. *Climate Change Effects on Groundwater Resources: A Global Synthesis of Findings and Recommendations*, 17-32.
- The Shift Project (2020) *Crise(s), climat: plan de transformation de l'économie française*. Présentation d'un chantier d'urgence.
- Theys J (2003) *La Gouvernance, entre innovation et impuissance, Le cas de l'environnement, Développement durable et territoires*, developpementdurable.revues.org/document1523.html.
- Thomas CD (2010) Climate, climate change and range boundaries. *Diversity and Distributions*, 16(3), 488-495.
- Thomas CD, Cameron A, Green RE, Bakkenes M, Beaumont LJ, Collingham YC, et al. (2004) Extinction risk from climate change. *Nature*, 427(6970):145-148. <https://doi.org/10.1038/nature02121>
- Thomas FM, Hartmann G (1998) Tree rooting patterns and soil water relations of healthy and damaged stands of mature oak (*Quercus robur* L. and *Quercus petraea* [Matt.] Liebl.). *Plant and Soil*, 203(1), 145-158.
- Thomas B, Steidl J, Dietrich O, Lischeid G (2011). Measures to sustain seasonal minimum runoff in small catchments in the mid-latitudes: A review. *Journal of hydrology*, 408(3-4), 296-307.
- Thompson JC (2012) *Impact and Management of Small Farm Dams in Hawke's Bay, New Zealand*. PhD Thesis, Victoria University of Wellington, New Zealand.
- Thornton PK, Ericksen PJ, Herrero M, Challinor AJ (2014) Climate variability and vulnerability to climate change: a review. *Global change biology*, 20(11), 3313-3328.

- Ticehurst JL, Curtis A, Merritt WS (2011) Using Bayesian networks to complement conventional analyses to explore landholder management of native vegetation. *Environmental Modelling and Software* 26, 52e65.
- Timilsina GR, Mevel S (2013) Biofuels and climate change mitigation: a CGE analysis incorporating land-use change. *Environmental and Resource Economics*, 55, 1-19.
- Todini E (2004) Role and treatment of uncertainty in real-time flood forecasting. *Hydrological Processes* 18, 2743e2746.
- Tollefson J (2021) Top climate scientists are sceptical that nations will rein in global warming. *Nature*, 599(7883), 22-24.
- Tong ST, Chen W (2002) Modeling the relationship between land use and surface water quality. *Journal of environmental management*, 66(4), 377-393.
- Tormey S (2015) *The end of representative politics*, Cambridge, Polity Press.
- Traas TP, Janse JH, van den Brink PJ, Brock TC, Aldenberg T (2004) A freshwater food web model for the combined effects of nutrients and insecticide stress and subsequent recovery. *Environmental Toxicology and Chemistry: An International Journal*, 23(2), 521-529.
- Trancoso R, Larsen JR, McVicar TR, Phinn SR, McAlpine CA (2017) CO₂-vegetation feedbacks and other climate changes implicated in reducing base flow. *Geophysical Research Letters*, 44(5), 2310-2318.
- Treidel H, Martin-Bordes JJ, Gurdak JJ (2012) *Climate Change Effects on Groundwater Resources: A Global Synthesis of Findings and Recommendations*. International Association of Hydrogeologists (IAH) – International Contributions to Hydrogeology. Taylor and Francis publishing, 414p.
- Trompette P, Vinck D (2009) Retour sur la notion d'objet-frontière. *Revue d'anthropologie des connaissances*, 3(3-1).
- Trumpickas J, Shuter BJ, Minns CK (2009) Forecasting impacts of climate change on Great Lakes surface water temperatures. *Journal of Great Lakes Research*, 35(3), 454-463.
- Turner GM (2008) A comparison of The Limits to Growth with 30 years of reality. *Global environmental change*, 18(3), 397-411.
- Turner MG (2010) Disturbance and landscape dynamics in a changing world. *Ecology*, 91(10), 2833-2849.
- Turner MG, Carpenter SR (1999) Tips and traps in interdisciplinary research. *ECOSYSTEMS-NEW YORK-*, 2, 275-276.
- Turner MG, Gardner RH (2015) *Landscape Ecology in Theory and Practice, Pattern and Process*. Second Edition. Springer-Verlag New York. https://doi.org/10.1007/978-1-4939-2794-4_1
- Turner N, Götmark F (2023) Human fertility and religions in sub-Saharan Africa: A comprehensive review of publications and data, 2010-2020. *African Journal of Reproductive Health*, 27(1).
- Turner BL, Lambin EF, Reenberg A (2007) The emergence of land change science for global environmental change and sustainability. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 104(52), 20666-20671.
- Turner BL, Moss RH, Skole DL (1993) *Relating Land Use and Global Land-cover Change: A Proposal for an IGBP-HDP Core Project*. IGBP, Stockholm, Sweden. IGBP Report, 24.
- Turner BL, Skole B, Sanderson S, Fischer G, Fresco L, Leemans R (1995) *Land-Use and Land-Cover Change: Science Research Plan*. IGBP Report, 35, IGBP, Stockholm, Sweden.
- UICN Comité français (2019) *Les Solutions fondées sur la Nature pour les risques liés à l'eau en France*. Paris, France
- UNCED (1992) *Earth Summit Agenda 21*. United Nations Conference on Environment and Development. The United Nations Programme of Action from Rio. UN, New York.
- UNEP-WCMC, IUCN, NGS (2018) *Protected Planet Report 2018*. UNEP-WCMC, IUCN, NGS, Cambridge, UK, Gland, Switzerland, Washington, USA.
- United Nations (2019) *World Population Prospects 2019: Highlights (ST/ESA/SER.A/423)*. Department of Economic and Social Affairs, Population Division.
- United Nations (2022) *World Population Prospects 2022: Summary of Results*. United Nations, Department of Economic and Social Affairs, Population Division . UN DESA/POP/2022/TR/NO. 3.
- Urban MC (2015) Accelerating extinction risk from climate change. *Science* 348 (6234):571-573. <https://doi.org/10.1126/science.aaa4984>
- USGCRP (2018) *Impacts, risks, and adaptation in the United States: Fourth National Climate Assessment, Volume II: Report-in-Brief*, Reidmiller DR, Avery CW, Easterling DR, Kunkel KE, Lewis KLM, Maycock TK, Stewart BC (Eds). U.S. Global Change Research Program, Washington, DC, USA.

- Vadén T, Lähde V, Majava A, Järvensivu P, Toivanen T, Hakala E, Eronen JT (2020) Decoupling for ecological sustainability: A categorisation and review of research literature. *Environmental Science & Policy*, 112, 236-244.
- Valla FR (2018) Sedentism, the “point of no return”, and the Natufian issue. An historical perspective. *Paléorient*, 44(1), 19-34.
- Valbuena D, Verburg PH, Bregt AK (2008) A method to define a typology for agent-based analysis in regional land-use research. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 128(1-2), 27-36.
- Van Asselt MBA, Van't Klooster SA, Van Notten PWF, Smits LA (2010) *Foresight in Action. Developing Policy-Oriented Scenarios*. Earthscan, London.
- Van Beek, Wada, Bierkens (2011) Global monthly water stress: 1. Water balance and water availability. *Wat. Resour. Res.* 47, W07517.
- Van Delden H, Luja P, Engelen G (2007) Integration of multi-scale dynamic spatial models of socio-economic and physical processes for river basin management. *Environmental Modelling and Software* 22 (2), 223e238.
- Van Delden H, Seppelt R, White R, Jakeman AJ (2011) A methodology for the design and development of integrated models for policy support. *Environmental Modelling and Software*, 26, 266e279.
- Van Gemerden BS, Olf H, Parren MP, Bongers F (2003) The pristine rain forest? Remnants of historical human impacts on current tree species composition and diversity. *Journal of Biogeography*, 30(9), 1381-1390.
- Van Ginkel KC, Botzen WW, Haasnoot M, Bachner G, Steininger KW, Hinkel J, ... & Bosello F (2020) Climate change induced socio-economic tipping points: review and stakeholder consultation for policy relevant research. *Environmental Research Letters*, 15(2), 023001.
- Van Loon AF, Gleeson T, Clark J, Van Dijk AI, Stahl K, Hannaford J, ... & Van Lanen HA (2016) Drought in the Anthropocene. *Nature Geoscience*, 9(2), 89-91.
- Väntänen A, Marttunen M (2005) Public involvement in multi-objective water level regulation development projects—evaluating the applicability of public involvement methods. *Environmental Impact Assessment Review*, 25(3), 281-304.
- Van Tilbeurgh V, Calvez M, Longuevergne L (2022) Le monitoring participatif. Un dispositif entre production de données et implication des publics. *Revue d'anthropologie des connaissances*, 16(16-4).
- Van Vliet MT, Donnelly C, Strömbäck L, Capell R, Ludwig F (2015) European scale climate information services for water use sectors. *Journal of Hydrology*, 528, 503-513.
- Van Vliet M, Kok K, Veldkamp T (2010) Linking stakeholders and modellers in scenario studies: the use of fuzzy cognitive maps as a communication and learning tool. *Futures* 42 (1), 1e14.
- Veldkamp A, Lambin EF (2001) Predicting land-use change. *Agriculture, ecosystems and environment*, 85(1-3), 1-6.
- Venencio MDV, García NO (2011) Interannual variability and predictability of water table levels at Santa Fe Province (Argentina) within the climatic change context. *Journal of hydrology*, 409(1-2), 62-70.
- Verburg PH, Crossman N, Ellis EC, Heinimann A, Hostert P, Mertz O, ... & Zhen L (2015) Land system science and sustainable development of the earth system: A global land project perspective. *Anthropocene*, 12, 29-41.
- Verburg PH, De Koning GHJ, Kok K, Veldkamp A, Bouma J (1999) A spatial explicit allocation procedure for modelling the pattern of land use change based upon actual land use. *Ecological modelling*, 116(1), 45-61.
- Verburg PH, Kok K, Pontius RG, Veldkamp A (2006) Modeling land-use and landcover change. In: Lambin, E.F., Geist, H. (Eds.), *Land-use and Land-cover Change: Local Processes and Global Impacts*, pp. 117–135. Berlin, Heidelberg: Springer Berlin Heidelberg.
- Verburg PH, Schot PP, Dijst MJ, Veldkamp A (2004) Land use change modelling: current practice and research priorities. *GeoJournal*, 61, 309-324.
- Verburg PH, Soepboer W, Veldkamp A, Limpiada R, Espaldon V, Mastura SS (2002) Modeling the spatial dynamics of regional land use: the CLUE-S model. *Environmental management*, 30, 391-405.
- Vergnes JP, Decharme B, Habets F (2014) Introduction of groundwater capillary rises using subgrid spatial variability of topography into the ISBA land surface model. *Journal of Geophysical Research: Atmospheres*, 119(19), 11-065.
- Verhulst P-F (1838) Notice sur la loi que la population poursuit dans son accroissement. *Correspondance Mathématique et Physique*, 10, 113-121.
- Verhulst P-F (1845) Recherches mathématiques sur la loi d'accroissement de la population. *Mémoires de l'Académie Royale des Sciences et Belles-Lettres de Bruxelles*, 18, Art. 1, 1-45.

- Viaud V (2004) Organisation spatiale des paysages bocagers et flux d'eau et de nutriments. PhD Thesis, Ecole Nationale Supérieure d'Agronomie de Rennes, 281 p.
- Vidal O (2017) Mineral resources and energy: future stakes in energy transition. iSTE Publishing Knowledge. Elsevier.
- Vidal O (2020) Impact de différents scénarios énergétiques sur les matières premières et leur disponibilité future. *Annales des Mines-Responsabilité et environnement*, 99(3), 19-23.
- Vidal JP, Martin E, Franchistéguy L, Baillon M, Soubeyrou JM (2010) A 50-year high-resolution atmospheric reanalysis over France with the Safran system. *International Journal of Climatology*, 30(11), 1627–1644. <https://doi.org/10.1002/joc.2003>
- Vinck D (2009) De l'objet frontière à l'objet intermédiaire. Vers la prise en compte du travail d'équipement. *Revue d'anthropologie des connaissances*, 3(1), 51-72.
- Vining J, Merrick MS, Price EA (2008) The distinction between humans and nature: Human perceptions of connectedness to nature and elements of the natural and unnatural. *Human Ecology Review*, 1-11.
- Vogel RM, Lall U, Cai X, Rajagopalan B, Weiskel PK, Hooper RP, Matalas NC (2015) Hydrology: The interdisciplinary science of water. *Water Resources Research*, 51(6), 4409-4430.
- Vogt W, Baruch BM, Freeman SI (1948) Road to survival. W. Sloane Associates, New York.
- Voinov A, Bousquet F (2010) Modelling with stakeholders. *Environmental Modelling and Software*, 25(11), 1268-1281.
- Voinov A, Cerco C (2010) Model integration and the role of data. *Environmental Modelling and Software* 25 (8), 965e969.
- Voinov A, Shugart HH (2013) 'Integronsters', integral and integrated modeling. *Environmental Modelling and Software*, 39, 149-158.
- Voiron C (2006) « L'espace dans la modélisation des interactions nature-société », Actes du colloque International Interactions Nature-Société, analyse et modèles. La Baule, UMR 6554 LETG, 3-6 mai 2006.
- Voiron-Canicio C, Garbolino E (2021) The origins of geopropective. In: *Ecosystem and Territorial Resilience: A Geopropective Approach*. Elsevier, pp. 1-23.
- Von Bertalanffy L (1968) General system theory: Foundations, development, applications. George Braziller.
- Vörösmarty CJ, Green P, Salisbury J, Lammers RB (2000) Global water resources: vulnerability from climate change and population growth. *science*, 289(5477), 284-288.
- Vörösmarty CJ, Leveque C, Revenga C (2005) Millennium ecosystem assessment volume 1: conditions and trends, chap 7: Freshwater ecosystems. Island Press, Washington, pp 165-207
- Vörösmarty CJ, Sahagian D (2000) Anthropogenic disturbance of the terrestrial water cycle. *Bioscience*, 50:753-765.
- Wada Y (2016) Modeling groundwater depletion at regional and global scales: Present state and future prospects. *Surveys in Geophysics*, 37(2), 419-451.
- Wada Y, Bierkens MF, De Roo A, Dirmeyer PA, Famiglietti JS, Hanasaki N, Pokhrel Y (2017) Human-water interface in hydrological modelling: current status and future directions. *Hydrology and Earth System Sciences*, 21(8), 4169-4193.
- Wada Y, Van Beek LPH, van Kempen CM, Reckman JWTM, Vasak S, Bierkens MFP (2010) Global depletion of groundwater resources. *Geophys. Res. Lett.* 37, L20402. <http://dx.doi.org/10.1029/2010GL044571>.
- Wada Y, Van Beek LP, Wanders N, Bierkens MF (2013a) Human water consumption intensifies hydrological drought worldwide. *Environmental Research Letters*, 8(3), 034036.
- Wada Y, Van Beek LPH, Bierkens MF (2012) Nonsustainable groundwater sustaining irrigation: A global assessment. *Water Resources Research*, 48(6).
- Wada Y, Wisser D, Bierkens MF (2014) Global modeling of withdrawal, allocation and consumptive use of surface water and groundwater resources. *Earth System Dynamics Discussions*, 5(1), 15-40.
- Wada Y, Wisser D, Eisner S, Flörke M, Gerten D, Haddeland I, Tessler Z (2013b) Multimodel projections and uncertainties of irrigation water demand under climate change. *Geophysical research letters*, 40(17), 4626-4632.
- Wagener T, Sivapalan M, Troch PA, McGlynn BL, Harman CJ, Gupta HV, ... & Wilson JS (2010) The future of hydrology: An evolving science for a changing world. *Water Resources Research*, 46(5).
- Wang Y, Leung LR, McGregor JL, Lee DK, Wang WC, Ding Y, Kimura F (2004) Regional climate modeling: progress, challenges, and prospects. *Journal of the Meteorological Society of Japan*. Ser. II, 82(6), 1599-1628.
- Wang L, Zhao C, Li J, Liu Z, Wang J (2015) Root plasticity of *Populus euphratica* seedlings in response to different water table depths and contrasting sediment types. *PLoS one*, 10(3).

- Wang-Erlandsson L, Fetzer I, Keys PW, Van Der Ent RJ, Savenije HH, Gordon LJ (2018) Remote land use impacts on river flows through atmospheric teleconnections. *Hydrology and Earth System Sciences*, 22(8), 4311-4328.
- Wang-Erlandsson L, Tobian A, van der Ent RJ, Fetzer I, te Wierik S, Porkka M, ... & Rockström J (2022) A planetary boundary for green water. *Nature Reviews Earth and Environment*, 3(6), 380-392.
- Warburton ML, Schulze RE, Jewitt GP (2012) Hydrological impacts of land use change in three diverse South African catchments. *Journal of Hydrology*, 414, 118-135.
- Washington H (2018) *A Sense of Wonder Towards Nature: Healing the Planet Through Belonging*. Routledge, London, UK. <https://doi.org/10.4324/9780429490910>
- Washington H, Taylor B, Kopnina H, Cryer P, Piccolo JJ (2017) Why ecocentrism is the key pathway to sustainability. *Ecological Citizen*, 1:Y-Z.
- Washington-Ottombre C, Pijanowski B, Campbell D, Olson J, Maitima J, Musili A, ... & Mwangi A (2010) Using a role-playing game to inform the development of land-use models for the study of a complex socio-ecological system. *Agricultural systems*, 103(3), 117-126.
- Watson JE, Venter O, Lee J, Jones KR, Robinson JG, Possingham HP, Allan JR (2018) Protect the last of the wild. *Nature* 563:27-30.
- Wear DN (1999) Challenges to interdisciplinary discourse. *Ecosystems*, 299-301.
- Wear DN, Turner MG, Flamm RO (1996) Ecosystem management with multiple owners: landscape dynamics in a southern Appalachian watershed. *Ecological Applications*, 6(4), 1173-1188.
- Weiss H, Bradley RS (2001) What drives societal collapse? *Science*, 291(5504):609±610.
- Weiss H, Courty MA, Wetterstrom W, Guichard F, Senior L, Meadow R, et al. (1993) The genesis and collapse of third millennium north Mesopotamian civilization. *Science*, 261(5124):995-1004.
- Welp M, de la Vega-Leinert A, Stoll-Kleemann S, Jaeger CC (2006) Science-based stakeholder dialogues: Theories and tools. *Global Environmental Change*, 16(2), 170-181.
- Welsh WD, Vaze J, Dutta D, Rassam D, Rahman JM, Jolly ID, ... & Lerat J (2013) An integrated modelling framework for regulated river systems. *Environmental Modelling & Software*, 39, 81-102.
- Wen L, Rogers K, Ling J, Saintilan N (2011) The impacts of river regulation and water diversion on the hydrological drought characteristics in the Lower Murrumbidgee River, Australia. *Journal of Hydrology*, 405(3-4), 382-391.
- Werner AD, Bakker M, Post VE, Vandenbohede A, Lu C, Ataie-Ashtiani B, Barry DA (2013) Seawater intrusion processes, investigation and management: recent advances and future challenges. *Advances in water resources*, 51, 3-26.
- Werner BT, Mcnamara DE (2007) Dynamics of coupled human-landscape systems. *Geomorphology*, 91(3-4), 393-407.
- Wetzel RG (2001) *Limnology: lake and river ecosystems*. Third Edition. Elsevier Academic Press, San Diego, California, USA.
- Wheeler S, Garrick D, Loch A, Bjornlund H (2013) Evaluating water market products to acquire water for the environment in Australia. *Land use policy*, 30(1), 427-436.
- Wheeler T, Von Braun J (2013) Climate change impacts on global food security. *Science*, 341(6145), 508-513.
- White PS (1979) Pattern, process, and natural disturbance in vegetation. *The botanical review*, 45(3), 229-299.
- White PS, Pickett STA (1985) Natural disturbance and patch dynamics: an introduction. In: Pickett STA, White PS (eds) *The ecology of natural disturbance and patch dynamics*. Academic, New York, pp 3-13.
- Whitehead PG, Robinson M (1993) Experimental basin studies—an international and historical perspective of forest impacts. *Journal of hydrology*, 145(3-4), 217-230.
- Whittaker RH (1956) Vegetation of the great smoky mountains. *Ecological Monographs*, 26(1), 2-80.
- Wiedmann T, Lenzen M, Keyßer LT, Steinberger JK (2020) Scientists' warning on affluence. *Nature Communications*, 11(1), 1-10.
- Wilhite DA, Glantz MH (1985) Understanding: the drought phenomenon: the role of definitions. *Water international*, 10(3), 111-120.
- Williams DD, Hynes HBN (1977) The ecology of temporary streams. II. General remarks on temporary streams. *International Revue ges Hydrobiol* 62:53–6.
- Willis KJ, Gillson L, Brncic TM (2004) How "virgin" is virgin rainforest?. *Science*, 304(5669), 402-403.
- Wilson EO (2016) *Half-earth: our planet's fight for life*. WW Norton and Company.
- Wine ML, Laronne JB (2020) In water-limited landscapes, an Anthropocene exchange: Trading lakes for irrigated agriculture. *Earth's Future*, e2019EF001274.

- Wisser D, Fekete BM, Vörösmarty CJ, Schumann AH (2010) Reconstructing 20th century global hydrography: a contribution to the Global Terrestrial Network-Hydrology (GTN-H). *Hydrology and Earth System Sciences*, 14(1).
- Woodward G, Perkins DM, Brown LE (2010) Climate change and freshwater ecosystems: impacts across multiple levels of organization. *Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences*, 365(1549), 2093-2106.
- Wright JP, Jones CG (2006) The concept of organisms as ecosystem engineers ten years on: progress, limitations, and challenges. *BioScience*, 56(3), 203-209.
- Wu JJ (2008) Making the case for landscape ecology an effective approach to urban sustainability. *Landscape journal*, 27(1), 41-50.
- Wu J, Chen X, Chang TJ (2020) Correlations between hydrological drought and climate indices with respect to the impact of a large reservoir. *Theoretical and Applied Climatology*, 139, 727-739.
- Wu J, Chen X, Gao L, Yao H, Chen Y, Liu M (2016) Response of hydrological drought to meteorological drought under the influence of large reservoir. *Advances in Meteorology*, 2016.
- Wu J, Chen X, Yao H, Gao L, Chen Y, Liu M (2017) Non-linear relationship of hydrological drought responding to meteorological drought and impact of a large reservoir. *Journal of Hydrology*, 551, 495-507.
- Wu X, Zheng XJ, Yin XW, Yue YM, Liu R, Xu GQ, Li Y (2019) Seasonal variation in the groundwater dependency of two dominant woody species in a desert region of Central Asia. *Plant and Soil*, 444(1-2), 39-55.
- WWAP (2019) The United Nations World Water Development Report 2019: Leaving No One Behind. Paris, UNESCO World Water Assessment Programme.
- WWF (2018) Living Planet Report - 2018: Aiming Higher. Grooten M, Almond REA (Eds). WWF, Gland, Switzerland.
- WWF (2020) The loss of nature and the rise of pandemics: Protecting human and planetary health. WWF, Gland, Switzerland.
- Wyns R, Baltassat J-M, Lachassagne P, Legchenko A, Vairon J, Mathieu F (2004) Application of proton magnetic resonance soundings to groundwater reserve mapping in weathered basement rocks (Brittany, France). *Bulletin de La Société Géologique de France*, 175(1), 21-34. <https://doi.org/10.2113/175.1.21>
- Xu C, Kohler TA, Lenton TM, Svenning JC, Scheffer M (2020) Future of the human climate niche. *Proceedings of the National Academy of Sciences*.
- Yang SL, Milliman JD, Li P, Xu K (2011) 50,000 dams later: erosion of the Yangtze River and its delta. *Global and Planetary Change*, 75(1-2), 14-20.
- Yang Y, Roderick ML, Zhang S, McVicar TR, Donohue RJ (2019) Hydrologic implications of vegetation response to elevated CO₂ in climate projections. *Nature Climate Change*, 9(1), 44-48.
- Yang J, Su J, Chen F, Xie P, Ge Q (2016) A local land use competition cellular automata model and its application. *ISPRS International Journal of Geo-Information*, 5(7), 106.
- Yates D, Sieber J, Purkey D, Huber-Lee A (2005) WEAP21—A demand-, priority-, and preference-driven water planning model: part 1: model characteristics. *Water international*, 30(4), 487-500.
- Zaccai E, Orban A (2017) Mobilisations écologiques actuelles, mobilisations des années 1960-1970: quels parallèles?. *Développement durable et territoires. Économie, géographie, politique, droit, sociologie*, 8(2).
- Zask J (2011) *Participer. Essai sur les formes démocratiques de la participation*. Le Bord de l'eau, Paris, 200 p.
- Zask J (2022) *Ecologie et démocratie. Premier Parallèle*, Paris.
- Zhang R, Chen X, Zhang Z, Shi P (2015) Evolution of hydrological drought under the regulation of two reservoirs in the headwater basin of the Huaihe River, China. *Stochastic Environmental Research and Risk Assessment*, 29, 487-499.

Appendix A - Inputs used for urban growth simulation with FORSIGHT

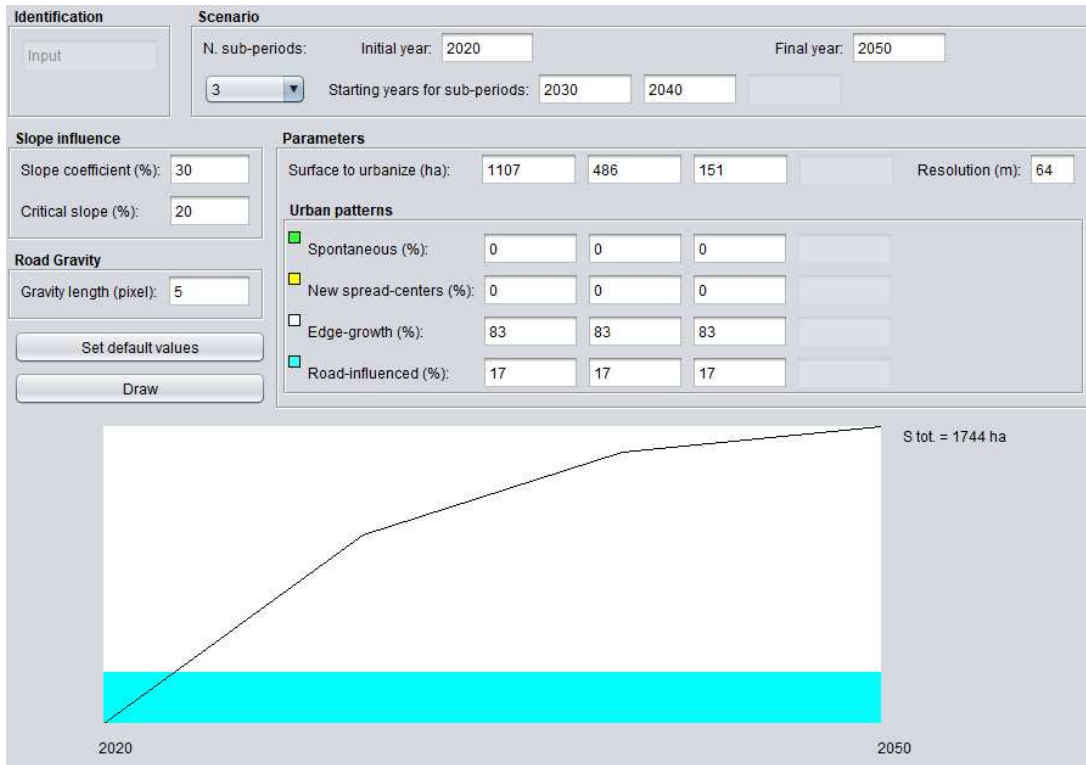


Figure A.1 FORESIGHT parameters used for all scenarios except Scenario 6. Number of sub-periods and surface to urbanise varied between scenarios. Urban growth is configured to occur in densification (edge-growth).

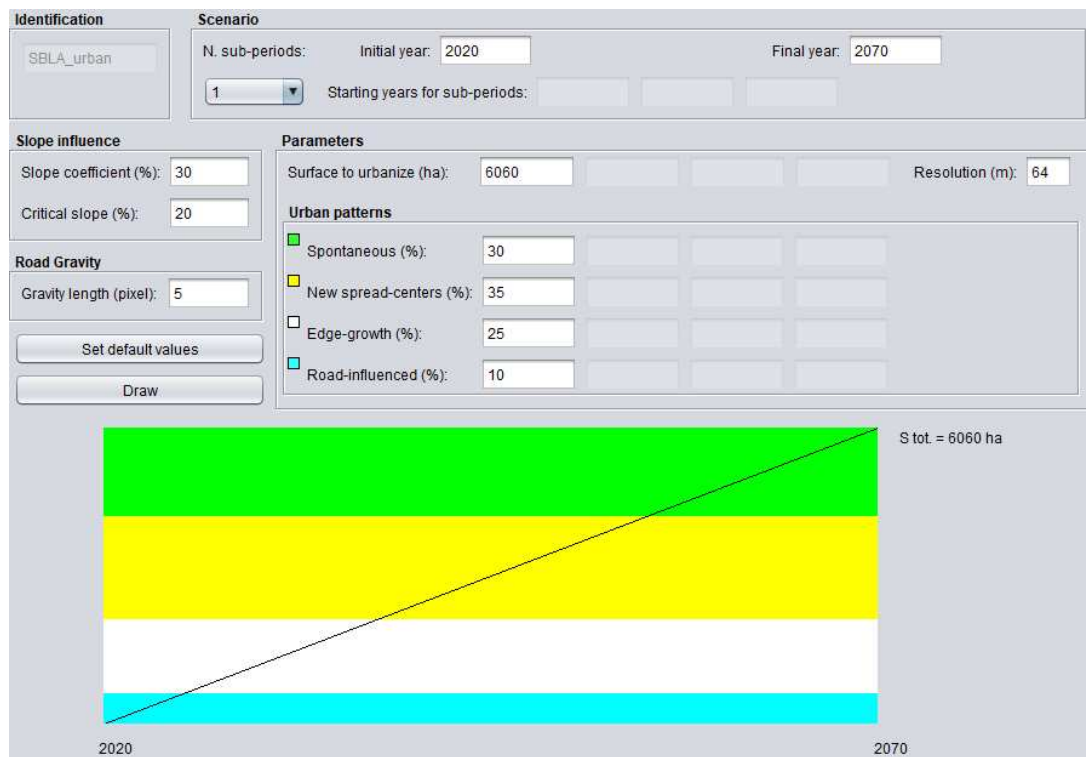


Figure A.2 FORESIGHT parameters for Scenario 6. The parameters were different for this scenario in order to simulate urban growth everywhere on the territory.

Table A.1 Parameters used for the simulation of urban growth at SBLA scale.

Scenario	Surface to urbanise (ha) Sub-period 1	Surface to urbanise (ha) Sub-period 2	Surface to urbanise (ha) Sub-period 3	Total surface urbanised in the 2020-2070 period (ha)	Attractiveness factor
1	1107 (2030)	486 (2040)	151 (2050)	+ 1744	Coast and the cities of Lorient and Pontivy
2	604 (2025)	134 (2028)	67 (2030)	+ 805	Coast and the cities of Lorient and Pontivy
3	604 (2025)	134 (2028)	67 (2030)	+ 805	Coast and the cities of Lorient and Pontivy
4	1107 (2030)	486 (2040)	151 (2050)	+ 1744	Coast and the cities of Lorient and Pontivy
5	906 (2028)	336 (2035)	151 (2040)	+ 1393	Coast and the cities of Lorient and Pontivy
6	6060 (2070)	-	-	+ 6060	Urban growth everywhere
7	13455 (2070)	-	-	+ 13455	Coast and the cities of Lorient and Pontivy
8	6060 (2070)	-	-	+ 6060	Coast and the cities of Lorient and Pontivy
9	3120 (2050)	486 (2060)	151 (2070)	+ 3757	Coast and the cities of Lorient and Pontivy
10	1107 (2030)	486 (2040)	151 (2050)	+ 1744	Coast and the cities of Lorient and Pontivy
11	906 (2028)	336 (2035)	151 (2040)	+ 1393	Coast and the cities of Lorient and Pontivy

Appendix B - Inputs used for simulation of forest cover change with FORSIGHT

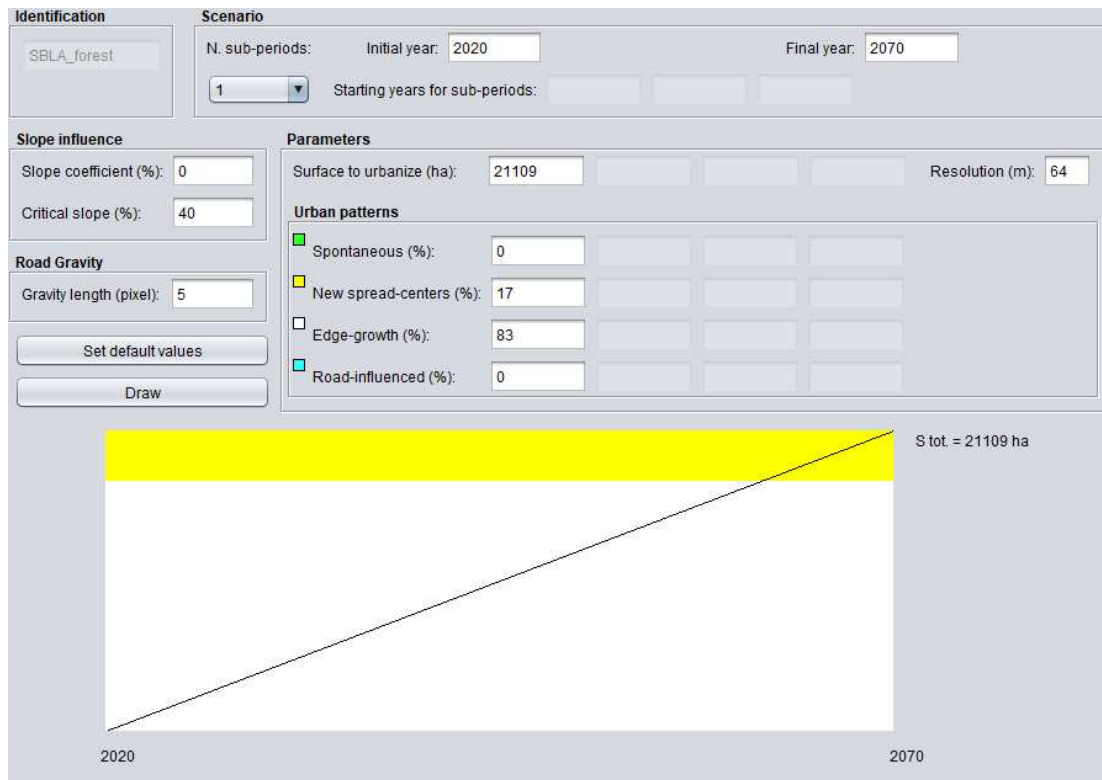


Figure B.1 FORESIGHT parameters for all scenarios with an increase in forest cover. The surface to urbanise (i.e. in reality the surface to afforest) varied between scenarios.

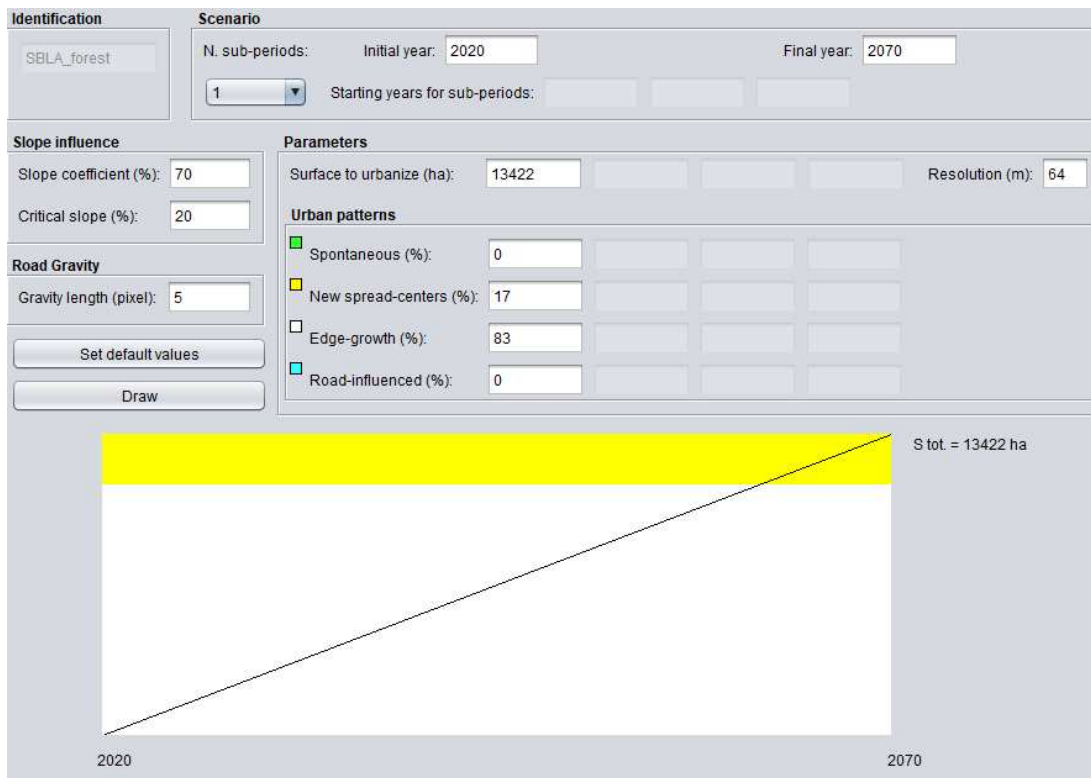


Figure B.2 FORESIGHT parameters for all scenarios with a decrease in forest cover. The surface to urbanise (i.e. in reality the surface to afforest) varied between scenarios. For decreasing forest cover, the slope influence parameters were set to favour deforestation on flatter areas (e.g. the bottom of valley).

Table B.1 Parameters used for the simulation of forest growth at the SBLA.

Scenario	Hypothesis	Forest increase/decrease in the 2020-2070 period (ha)	Attractiveness factor
1	+ 0.6 % per year	+ 21109	Northern part of the territory
2	+ 1 % per year	+ 39029	Northern part of the territory
3	- 0.5 % per year	- 13422	No attractiveness map (decrease of forest cover)
4	+ 0.6 % per year	+ 21109	Northern part of the territory
5	+ 0 % per year	0	-
6	- 0.2 % per year	- 5767	No attractiveness map (decrease of forest cover)
7	- 0.5 % per year	- 13422	Northern part of the territory (no decrease of forest near the coast)
8	+ 0.2 % per year	+ 6361	Northern part of the territory
9	+ 0.4 % per year	+ 13375	Northern part of the territory
10	+ 1 % per year	+ 39029	Northern part of the territory
11	+ 0.2 % per year	+ 6361	Northern part of the territory

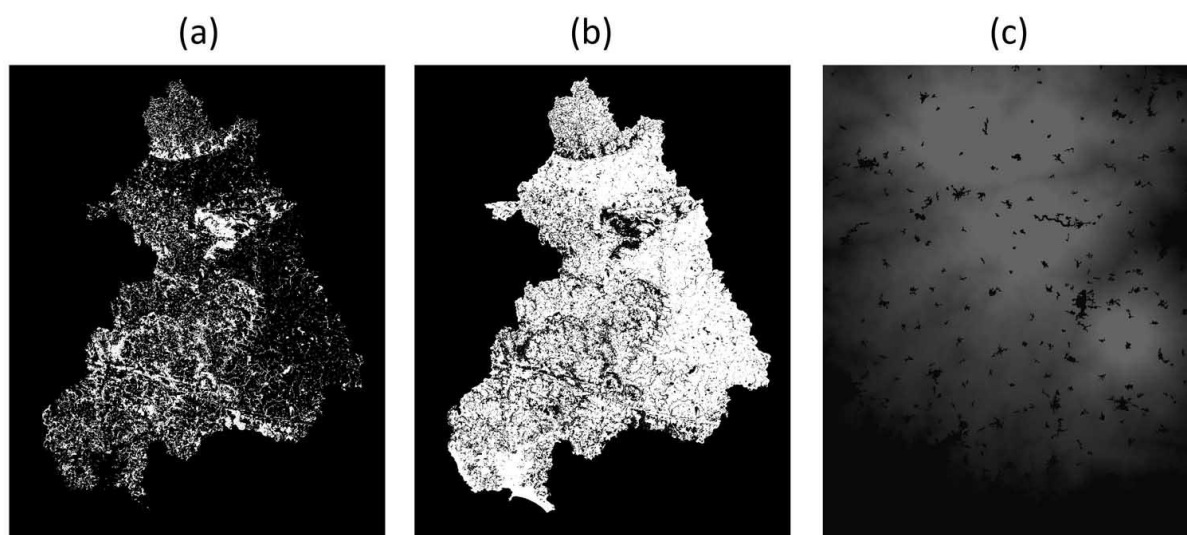


Figure B.3 Input data for forest cover change simulations using FORSIGHT: (a) initial forest cover used for increasing forest covers (scenarios 1, 2, 4, 5, 8, 9, 10, and 11); (b) initial forest cover used for decreasing forest cover (scenarios 3, 6 and 7); (c) attractiveness map used for all scenarios (except scenarios 3 and 6). For decreases in forest cover, the model simulated growth on current forested areas (the input represented all land covers other than forest). The results of the simulation were then erased from the initial forest map.

Appendix C - Inputs used for simulation of agricultural cover change with FORSIGHT

It was first necessary to define the residual areas of agricultural cover (crop and grassland) after urban growth and forest expansion. It was also necessary to add the areas that had been erased from forest cover in the scenarios where forest cover decreased. This produced a different input map for each scenario. These maps then allowed measuring the residual areas of crop and grassland covers, as summarised in Table C.1.

Table C.1 Residual areas of crop and grasslands cover in 2070 for the eleven scenarios at the SBLA scale.

Scénario	Crops (ha)	Grasslands (ha)
1	116041,7	30820,4
2	103505,9	26581,8
3	130431,4	50883,4
4	116041,7	30820,4
5	130221,7	37276,9
6	127123,5	42126,5
7	137952,1	34118
8	123872,5	33625,7
9	120568,6	32383,8
10	103064,8	26359,8
11	126187,1	35217

This allowed calculating the amount of crop or grassland cover to respectively turn into grasslands or crops, depending of the objectives retained in each scenario, as summarised in Table C.2.

Table C.2 Parameters for the simulation of either crop or grassland cover on grassland or crop areas respectively, at the SBLA scale Values reported in the table concern grassland cover. A negative value indicates a decrease of grasslands to the detriment of crops, and a positive value indicates the opposite.

Scenario	Hypothesis	Grassland cover change in the 2020-2070 period (ha)	Attractiveness factor
1	80 % C – 20 % GL	- 1448	No attractiveness map
2	60 % C – 40 % GL	+ 25453	No attractiveness map
3	70 % C – 30 % GL	+ 3511	No attractiveness map
4	90 % C – 10 % GL	- 16134	No attractiveness map
5	80 % C – 20 % GL	- 3777	No attractiveness map
6	80 % C – 20 % GL	- 8276	No attractiveness map
7	50 % C – 50 % GL	+ 51917	Attractiveness map to simulate grassland increase close to the coast
8	80 % C – 20 % GL	- 2126	No attractiveness map
9	80 % C – 20 % GL	- 1793	No attractiveness map
10	60 % C – 40 % GL	+ 25410	No attractiveness map
11	60 % C – 40 % GL	+ 29345	No attractiveness map

C: Crops ; GL: Grasslands

For the simulations, the initial map used varied depending on scenario hypotheses. In the case of an increase of grasslands, the initial input map was the residual cover of grasslands, and the exclusion map contained all land cover except the residual cover of crops (Fig. C.2). This allowed generating grassland increase within crop covers only. In the case of an increase in crops, the procedure was the opposite.

Identification		Scenario			
SBLA_agri		N. sub-periods:	Initial year: 2020	Final year: 2070	
		1	Starting years for sub-periods:		
Slope influence		Parameters			
Slope coefficient (%):	30	Surface to urbanize (ha):	1448	Resolution (m): 64	
Critical slope (%):	20	Urban patterns			
Road Gravity		<input checked="" type="checkbox"/> Spontaneous (%):	25		
Gravity length (pixel):	5	<input checked="" type="checkbox"/> New spread-centers (%):	40		
Set default values		<input type="checkbox"/> Edge-growth (%):	35		
Draw		<input checked="" type="checkbox"/> Road-influenced (%):	0		

Figure C.1 FORESIGHT parameters for all simulations of crop and grassland cover change. The surface to urbanise (i.e. the surface to convert to either grassland or crop cover) varied between scenarios.

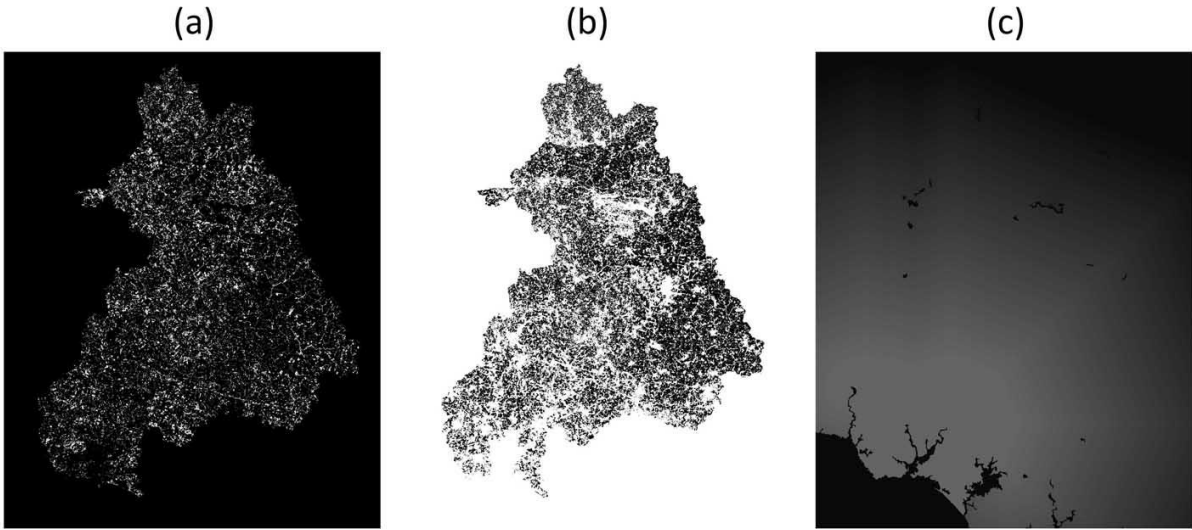


Figure C.2 Example of input data for agricultural cover change simulations using FORSIGHT: (a) initial grassland cover; (b) excluded map, which included all land cover except crops; (c) attractiveness map used for scenarios 7 only in order simulate an increase in grasslands close to the coast to answer demand for horses. These three maps are for Scenario 7 and are shown as an example; all scenarios had different input data.

Appendix D - Description of eleven scenarios co-constructed during participatory workshops in Lorient

Scenario	Urban	Population	Forest	Agriculture	Narratives
1. Trend	Net zero 2050 (- 50 % 2030, - 75 % 2040)	+ 0.4 % per year	+ 0.6 % per year	80 % C – 20 % GL	Taking into account the trends already observed, the organization of agricultural lands is based on an increase of cultivated lands to the detriment of lands dedicated to stock farming. Forested lands are likely to experience an increase, either in natural afforestation (at the bottom of the valley for instance), or through forest plantation programs. Urban growth needs to be controlled, which justify adopting the Climate and Resilience French law. This scenario translates into a controlled population growth, while integrating variations linked to the touristic activities. On the other hand, it is not certain that water resources may be enough to answer the demand from such population, in a scenario that could seem reasonable, but which is believed to be heading for disaster.
2. Recovery	Net zero 2030 (- 50 % 2025, - 75 % 2028)	+ 0.2 % per year	+ 1 % per year	60 % C – 40 % GL	This scenario is based on a revision of agricultural orientations. The aim is to favour local distribution networks, particularly around a mixed crops-stock farming agriculture. The increase in forest cover results from a reorientation of afforestation programs and the development of wood-energy industries. Urban growth is a driving factor that needs to be controlled rapidly, while remaining realistic. Finally, population growth remains at a minimal level, without turning into degrowth.
3. “Hydrosyste m” oriented	Net zero 2030 (- 50 % 2025, - 75 % 2028)	+ 0.4 % per year	- 0.5 % per year	70 % C – 30 % GL	This scenario translates into a stop of agricultural decline and a “re-agricolisation” of rural areas, with the objective of maintaining agricultural economic activities: recovery of ancient agricultural areas (currently covered by forests) into grasslands for stock farming. This scenario leads to a decrease of forest cover. Agricultural activities are adapted to the area and the time of the year and (e.g. pasture on wetlands). Due to current trends, including the development of remote working, the impact of climate change which will make residents from the south to come more and more in Brittany, it is not possible to see a decrease in population. In this context, the most optimistic hypothesis is the maintenance of population growth at its current level. Finally, urban growth is controlled rapidly, but in a realistic way (zero net 2025 is impossible to reach).
4. “Crop” oriented	Net zero 2050 (- 50 % 2030, - 75 % 2040)	+ 1 % per year	+ 0.6 % per year	90 % C – 10 % GL	This scenario translates into the pursuit of current trends with a decrease in the number of farms to the detriment of the development of increasingly bigger ones, making unprofitable the use of small areas far away from the farm, therefore pursuing agricultural decline in rural areas. This scenario is driven by external drivers with cumulating effects: war in Ukraine and the need to produce cereals, pursuit of the weak attractiveness for a farmer career, high cost of cereals which pushes farmers to sell their livestock in order to grow crops, the development of methanisers...In this scenario, forest cover continues to grow, while remaining

					agricultural lands are increasingly orientated towards crop production. Finally, this scenario experiences a substantial increase in population, coupled with a regulation of urban growth within the current trends (reduction by half over the last decade, objectives of the Climate and Resilience law...).
5. Median	Net zero 2040 (- 50 % 2028, - 75 % 2035)	+ 0.6 % per year	+ 0 % per year	80 % C – 20 % GL	This scenario translates into a null growth of forest cover, leading agricultural lands close to current areas, apart from areas newly urbanised, and the pursuit of current trends regarding the crops-grasslands proportion. In this scenario, population growth is more controlled than in the “ <i>Crop</i> ” oriented scenario, which seems more realistic considering it is slightly higher than the hypotheses retained for the SCoT of Lorient (+ 0.5 %), which was estimated before the COVID pandemic and the development of remote working. Finally, urban growth is controlled regarding the objectives of the SRADDET of the Brittany region.
6. Socioecological transition	2009-2019 trend (+ 0.4 % per year)	+ 0.5 % per year	- 0.2 % per year	80 % C – 20 % GL	This scenario translates into a future articulated around “eco-hamlets”, where part of the time is dedicated to grow food in everybody’s garden using permaculture techniques (two days per week), and another part of the time is dedicated to salaried work “in the city” (three days per week). This requires reinvesting abandoned agricultural lands. The increase of crop translates the development of agroforestry practices in agricultural spaces. Forest areas are left at their natural evolution and protected for their wood-energy potentials, or cultivated as “nourishing forests”. The population is growing due to national and international migrations (southern population looking for better climatic conditions) that need to be welcomed into the local communities, slightly balanced through a control on local birthrate (less children to better raise them and reduce consumption). This scenario is characterised by a decrease in cities’ population density, which offers a better quality of life. The structuring of local communities is centred on the resources given by local environment (small relatively autonomous hamlets). This leads to the development of “archipelago-cities” close to each other, conducting to urban growth on all the territory. However, the newly urbanised areas use eco-materials, and maintain soil permeability.
7. A gentrified coast	1999-2009 trend (+ 0.8 % per year)	+ 1 % per year	- 0.5 % per year	50 % C – 50 % GL	This scenario translates into an occupation of the territory dominated by the interests of population belonging to the wealthiest social categories. This leads to a gentrification of the coast, with the deportation of “all sources of pollution” outside. In this context, agriculture is pushed inland, and encouraged into a more intensive approach. Grasslands cover significantly increase close to the coast in order to answer the demand of space for horses from a rich population. Forest cover experiences a decrease due to the intensification of agriculture and urban growth, except close to the coast in order to keep natural areas for the tourists and local residents. The territory, increasingly attractive (especially during

					summers), experiences a significant increase of its population, with a concentration on the coastal areas and a depopulation on the northern part. A “social stratification” appears, with the wealthier close to the coast and the poorer relocated inland. In order to answer housing demand, the coast is densified with single-family homes, while apartment blocks are built at longer distance for poorer families. Finally, also considered a “source of pollution”, economic activities such as industries are moved away.
8. “Urbanization” oriented	2009-2019 trend (+ 0.4 % per year)	+ 0.6 % per year	+ 0.2 % per year	80 % C – 20 % GL	This scenario translates into a very attractive territory whose population growth drives most of the trends. Coastal area with a clement climate, a pleasant living environment, it becomes increasingly attractive, which leads to a significant increase of its population. This increase results in a land pressure that conducts to urban growth to the detriment of natural and agricultural areas. With agricultural decline, grasslands disappear to the detriment of forests or urban areas. On the other hand, the growth of forest lands is countered by urban growth, which in the end leads to a small increase of forest lands. But will this increase in population continue to make this territory attractive?
9. A controlled pragmatism	Net zero 2070 (- 50 % 2050, - 75 % 2060)	+ 0.2 % per year	+ 0.4 % per year	80 % C – 20 % GL	This scenario translates into improvements of lifestyles and an increasing tourism, but in a more moderate perspective than “Urbanization” oriented scenario. Agriculture is expected to evolve, with more organic and local distribution networks, and a production requiring less water (implementation of charters and subsidies to encourage changing practices). A political understanding also favours the development of projects requiring less water and producing less pollution through better communication and pedagogy. A decreasing population could be a sensitive matter for elected representatives that would probably not accept it, since it would mean less economic activities. Population growth is therefore maintained at a minimal level. This scenario also calls for a regulation of tourism.
10. Ecological orientation through population decline	Net zero 2050 (- 50 % 2030, - 75 % 2040)	- 0.5 % per year	+ 1 % per year	60 % C – 40 % GL	This scenario translates into the transformation of the territory into an ecological sanctuary through the decrease of local population but the maintenance of seasonal attractiveness with a regain control of natural areas. This scenario aims to answer increasing willingness from general population for nature tourism. This leads to an increase of grasslands as well as forest covers, to the detriment of crops. The decrease of population is a consequence of lower fertility rates in younger generations, coupled with a significant development of secondary homes (fewer residents all year long). This weaker demographic pressure allows containing urban growth within the limits fixed by the Climate and Resilience law, without requiring habitat densification.

<p>11. Plausible</p>	<p>Net zero 2040 (- 50 % 2028, - 75 % 2035)</p>	<p>+ 0.4 % per year</p>	<p>+ 0.2 % per year</p>	<p>60 % C – 40 % GL</p>	<p>This scenario translates into a plausible and reachable future. In this scenario, forest areas continue to extend over difficult agricultural areas. This increase in forest cover is beneficial for water quality and quantity. This scenario also aims at preserving as much as possible remaining wetlands. This leads to a slight decrease in agricultural lands. On the other hand, it is necessary to maintain grasslands in order to protect the water resource. This requires increasing grasslands cover over crop cover while favouring the installation of new farmers. Very attractive, this territory cannot experience a decrease in population. Yet, population increase is controlled by the accommodation availability and the need to develop public transports. This is likely to favour a wealthy and older population. Finally, following on from past trends, urban growth needs to be stopped (already divided by two in a decade). While a net zero in 2040 seems optimistic compared to the objectives of the Climate and Resilience law, the Brittany region can (and must) do better, respecting the ambitions of the SRADDET.</p>
--------------------------	---	-----------------------------	-----------------------------	-----------------------------	--

Appendix E – Simulations of future land cover for Scenarios 1, 2, 3, 4, 5, 8, 9, 11

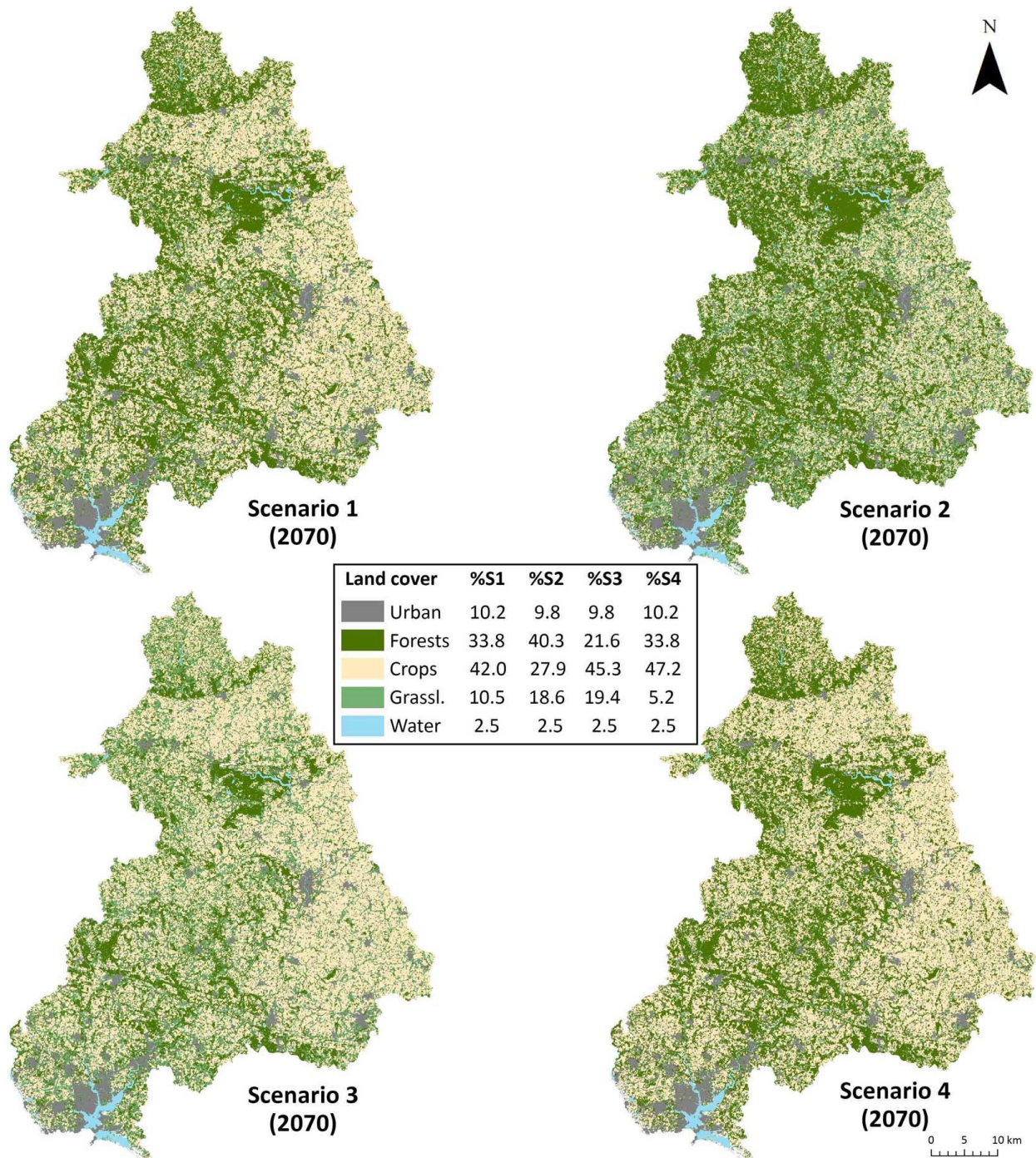


Figure E.1 Simulations of land cover changes at the 2070 horizon in the territory of LASB based on four prospective scenarios: *Trend* (Scenario 1), *Recovery* (Scenario 2), *“Hydrosystem” oriented* (Scenario 3), and *“Crop” oriented* (Scenario 4).

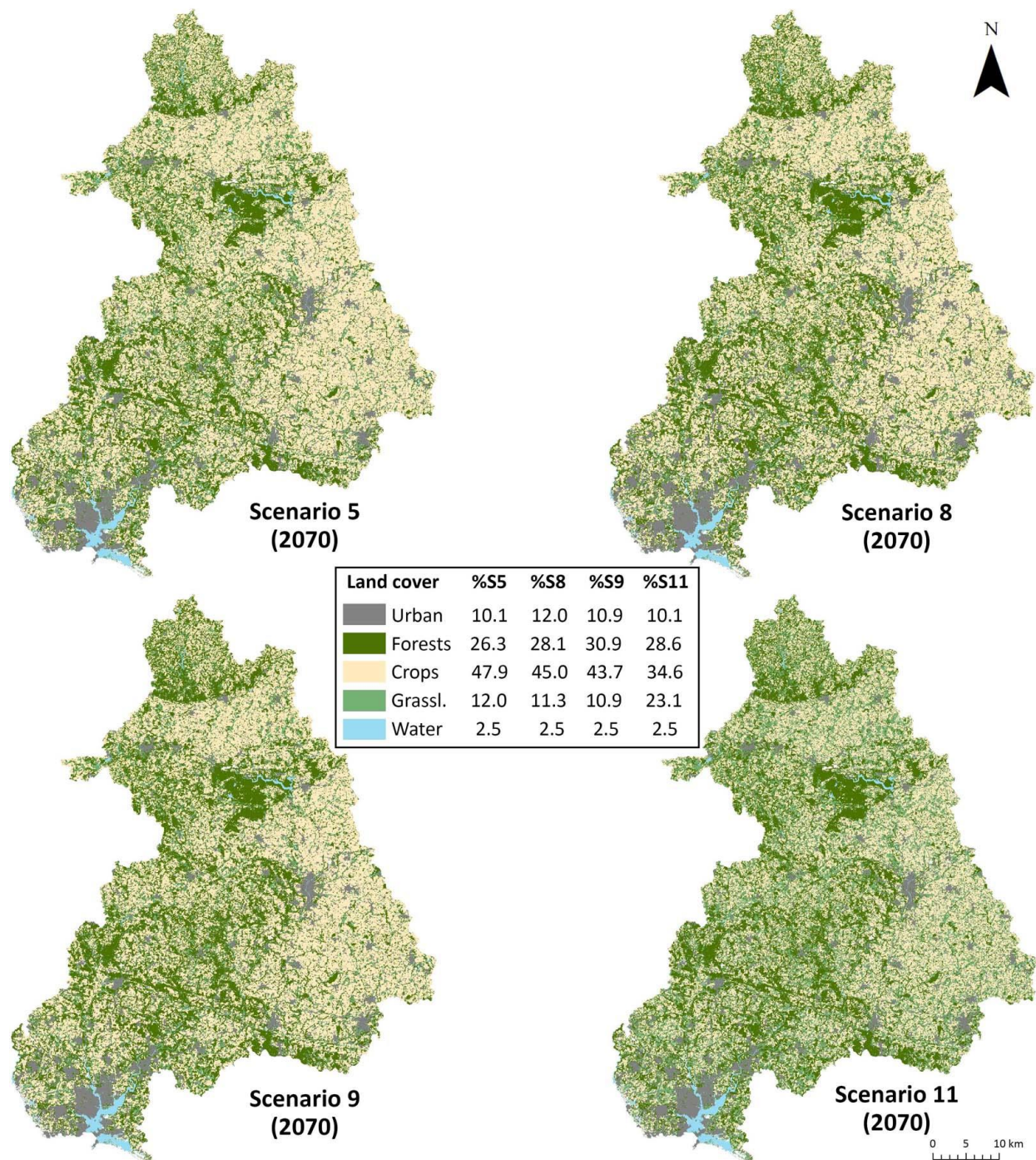


Figure E.2 Simulations of land cover changes at the 2070 horizon in the territory of LASB based on four prospective scenarios: *Median* (Scenario 5), *“Urbanization” oriented* (Scenario 8), *A controlled pragmatism* (Scenario 9), and *Plausible* (Scenario 11).

Appendix F – Spatial change of groundwater level within the Scorff and Blavet watershed

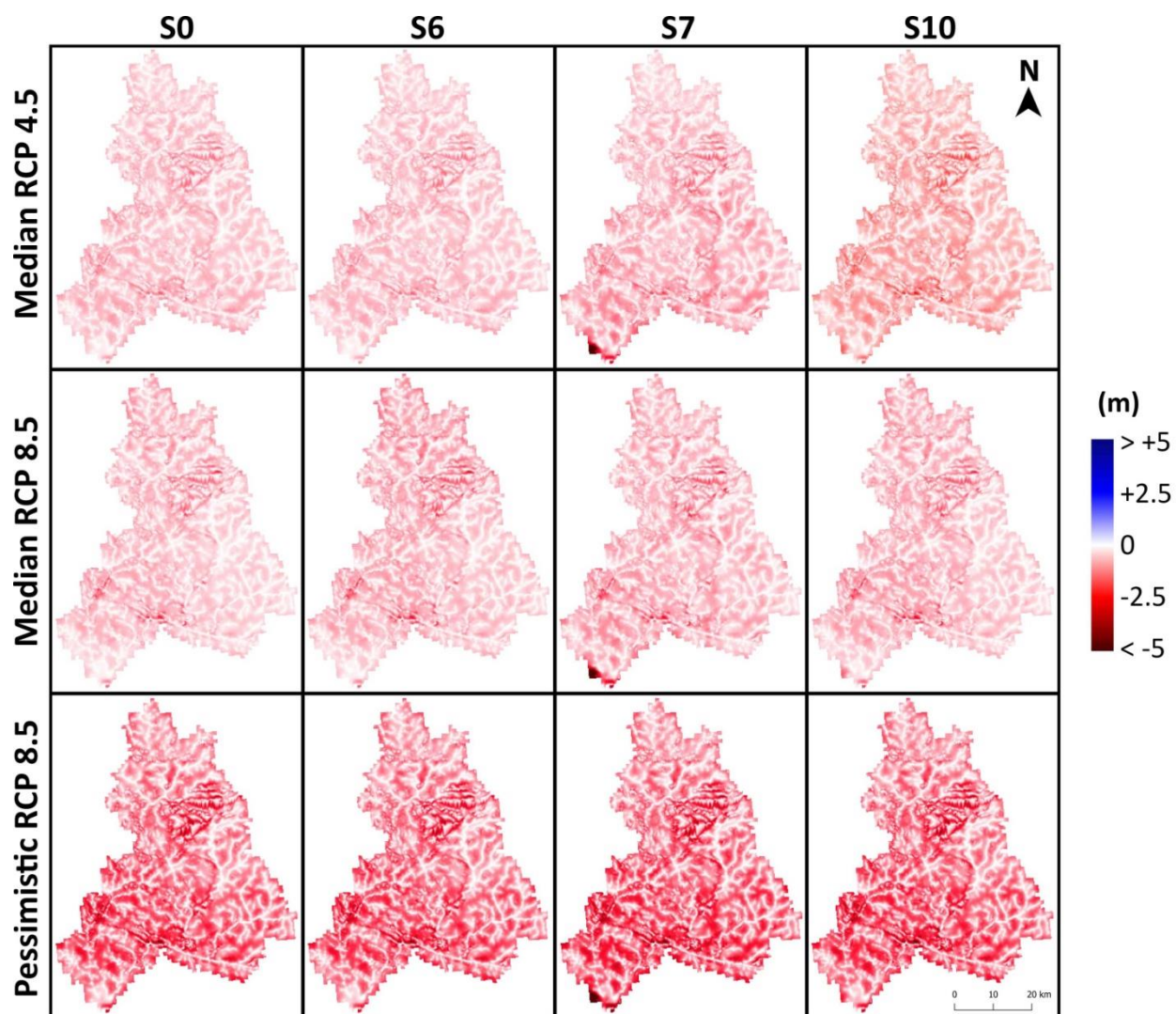


Figure F.1 Difference of average summer groundwater elevation (July-August-September) between 2006-2020 and 2060-2070 over three climatic projections and four prospective scenarios.

Appendix G – Water balance across the Scorff and Blavet watershed

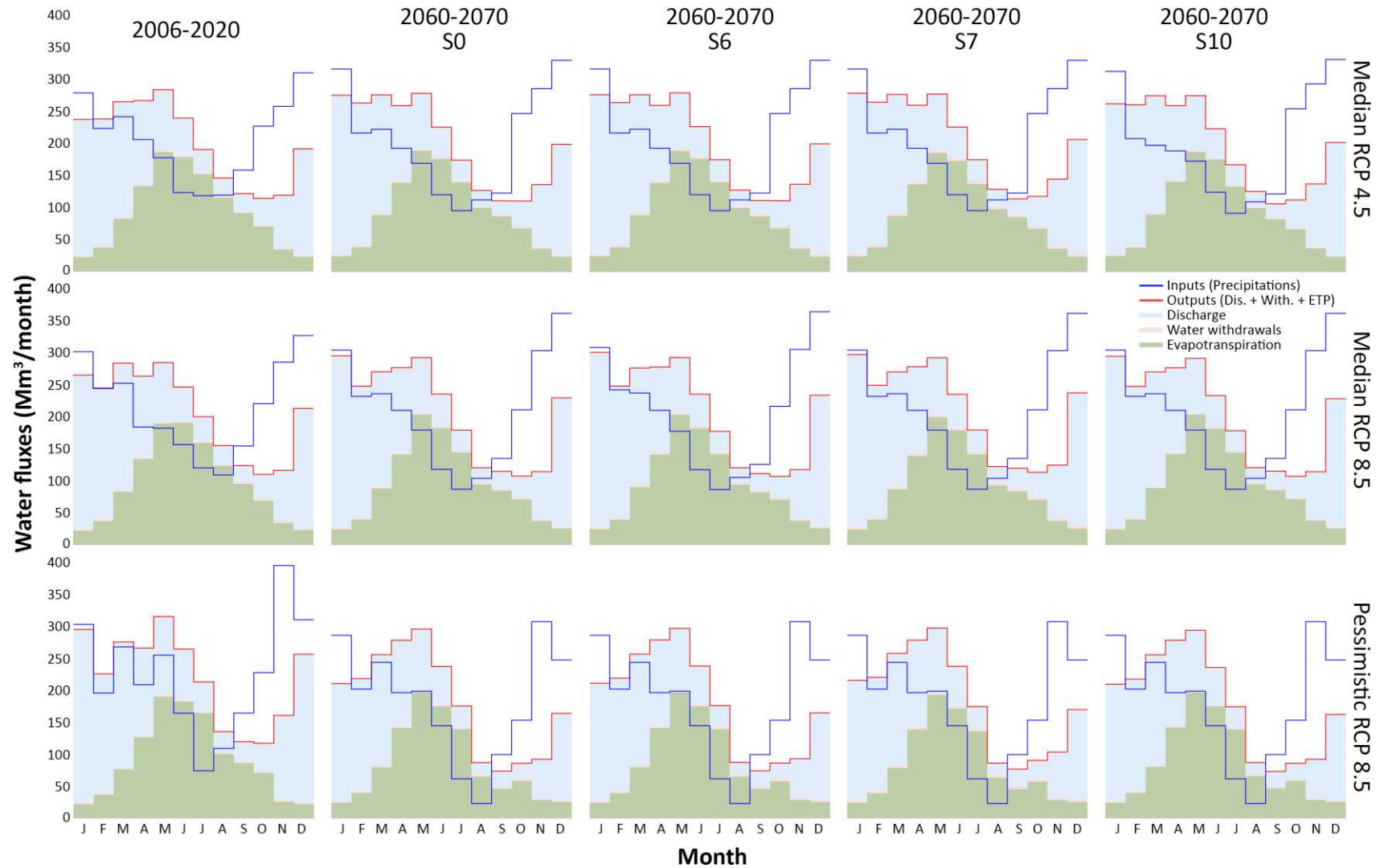


Figure G.1 Changes of monthly average water balance across the Scorff and Blavet watershed between 2006-2020 and 2060-2070. Inputs to the watershed are composed of precipitations, and outputs are composed of river discharge, withdrawals and evapotranspiration.

LISTE DES FIGURES

Figure I.1 Earth's critical zone (Critical Zone Observatories, adapted from [Chorover et al. \(2007\)](#)). 11

Figure I.2 Simplified distribution of global biomes in relation with climate. 12

Figure I.3 Examples of four classes of landform effects on ecosystem patterns and processes. (a) Topographic influences on rain and radiation (*arrow*) shadows. (b) Topographic control of water input to lakes. Lakes high in the drainage system receive a greater proportion of water input by direct precipitation than lakes lower in the landscape, where groundwater (*arrows*) predominates. (c) Landform constrained disturbance by wind (*arrow*) may be more common in upper-slope locations. (d) The axes of steep concave landforms are most susceptible to disturbance by small landslides (*arrow*). Figure from [Turner & Gardner \(2015\)](#). 14

Figure I.4 Diagrams illustrating patch dynamics. (a) Representation of a process that varies in space and time in a hypothetical landscape. Layers represent the site at different points in time, with the patches representing a disturbance impacting different parts of the landscape at each time interval, and the cumulative pattern of the disturbance. Each patch may differ in age, depending on the time it was last disturbed. (b) Representation of multiple processes acting on the same landscape through time and cumulatively. When viewed through time, the landscape looks like a changing patchwork in which patches result from disturbances that differ in frequency, intensity, size, and shape. Figure from [Turner & Gardner \(2015\)](#). 17

Figure I.5 Example of deforestation and fragmentation for *Acacia* plantations in Borneo, South-East Asia. 18

Figure I.6 Stages in the land use transition are observed in a given region over time. Land use regimes vary from pre-settlement natural vegetation, to frontier clearing, subsistence agriculture, and then more intensive agriculture, urban lands, and protected areas. Figure from [Turner & Gardner \(2015\)](#). 21

Figure I.7 Status of the control variables within the nine planetary boundaries. Figure from Stockholm Resilience Centre, based on analysis in [Richardson et al. \(2023\)](#). 24

Figure I.8 (a) The global human population over the last 10,000 years, adapted from [Nekola et al. \(2013\)](#). (b) The world population from 1950 to 2022 and projections from 2022 to 2100

based on the United Nations median scenario with 95% confidence interval, and high- and low-fertility scenarios (United Nations 2022). 27

Figure I.9 Schematic of a human-environment coupled system with drivers and feedbacks. Social and cultural drivers, as well as policy and institutions are also represented as “Social drivers”. Figure adapted from Motesharrei et al. (2016). 37

Figure II.1 Effect of withdrawals on GW discharge (GD) and GW storage change. (a) A natural gaining stream. (b) Left, limited pumping rate (q_1), reducing GW discharge. At first, GW is taken out of storage. Right, eventually a new equilibrium is reached where all pumped water comes from reduced GW discharge and evaporation. (c) Left, higher pumping rates (q_2), reversing GW discharge. Right, more GW is taken out of storage, but again a new equilibrium is reached. (d) Left, even more intense pumping rates (q_3), leading to a disconnection of the GW and surface water systems. Surface water infiltration reaches a maximum, independent of GW depth. Right, GW is persistently taken out of storage leading to a continuous lowering of the water table at a faster rate if pumping rates are higher than surface water infiltration and diffuse recharge over the depression cone. ET: evapotranspiration. Figure adapted from De Graaf et al. (2019). 43

Figure II.2 Representation of the effects of declining streamflow and GW level on running and standing water ecosystems. During high flow (a) surface habitats, i.e. riffle (fast flowing sections) and pools (slow flowing sections), are available. Drying first affects the surface waters (b), causing fragmentation and the formation of remaining pools in rivers (c). Finally, both the superficial and hyporheic compartments dry completely up in rivers, while remaining pools are forming in deeper standing water ecosystems (d). 51

Figure II.3 Three potential scenarios for the movement of water through plants based on gradients in water potential (ψ in MPa). In scenario (a), water moves from higher ψ_{soil} to lower ψ_{atm} by transpiration. In scenario (b), water moves from higher ψ_{atm} (during a leaf wetting event) to lower ψ_{stem} by foliar water uptake, while also simultaneously moving from higher ψ_{soil} to lower ψ_{stem} , thus refilling the plant from two directions. In scenario (c), water moves from higher ψ_{atm} to lower ψ_{soil} by foliar water uptake. Hypothetical values of ψ based on Nobel (2009). Figure from Goldsmith (2013). 54

Figure II.4 Schematic of how soil texture regulates the two water fluxes and profiles: from the top, precipitation infiltration flux (green arrows) and the resulting soil water profile (green dashed line), and from below, the GW capillary rise (blue arrows) and resulting soil water profile (blue dashed line), in (A) fine-textured, for example, clay, (B) medium textured, for example, silt, and (C) coarse-textured, for example, sandy, soils. The width of the arrow indicates flux

rate, and the length indicates flux reach, with equal precipitation and water table depth. Figure from [Fan et al. \(2017\)](#). 55

Figure II.5 (a) Schematic of soil water profiles along a drainage gradient, wetted from above by rain infiltration and from below by GW capillary rise. (b) A hydrologic framework for interpreting plant rooting depth along the climate gradient (vertical axis) defining regional patterns in infiltration depth and frequency, and the land drainage gradient (horizontal axis) defining local patterns in GW accessibility. Figure adapted from [Fan et al. \(2017\)](#). 57

Figure II.6 Conceptual representation of a simplified landscape and its ecosystems in a seasonal temperate climate under (a) Natural conditions, (b) Potential effects of climate change, (c) Potential effects of LUCC and (d) Potential coupled effects of LUCC and climate change. 61

Figure III.1 Localisation de Lorient Agglomération. 68

Figure III.2 Carte des précipitations annuelles moyennes à l'échelle de la Région Bretagne pour la période 1960-2019 (Source des données : Météo France). 69

Figure III.3 (a) Relief de la Région Bretagne (Source des données : BD ALTI 75 m ([IGN 2021](#))). (b) Carte géologique de la Bretagne (Source des données : BRGM). Le détail des couches géologiques avec légende est disponible sur <https://bretagne-environnement.fr/node/135805>. 70

Figure III.4 Schéma conceptuel des aquifères de socle rencontrés en Bretagne ([Abhervé 2022](#)). 71

Figure III.5 Réseau hydrographique et bassins versants en Bretagne ([OEB 2019](#)). 72

Figure III.6 Evolution de la population par commune au sein du territoire de Lorient Agglomération entre 1954 et 2018. Trois groupes ont arbitrairement été démarqués : (1) accroissement important (> 50%, en rouge) ; (2) accroissement modéré (0-50 %, en orange) ; et (3) décroissance (> 0 %, en bleu). 73

Figure III.7 Les grandes catégories de couverture des sols en Bretagne. Données dérivées de la carte des grands types de végétation de Bretagne ([CBNB 2020](#)). 74

Figure III.8 Evolution de la couverture des sols du bassin versant du Fort-bloqué (~13 km²) entre 1952 et 2020. Les données pour 2020 sont dérivées de la carte des grands types de végétation de Bretagne ([CBNB 2020](#)). Pour 1952, les types de couverture des sols ont été

manuellement extraits à partir d'orthophotographie ancienne de Bretagne (<https://geoservices.ign.fr/bdorthohisto>). 75

Figure III.9 Illustration de quatre changements majeurs au niveau du territoire entre 1952 et 2020 : (1) Changement dans les pratiques agricoles ; (2) Afforestation ; (3) Urbanisation et disparition des vergers ; et (4) Extension de surfaces en eau du fait d'aménagements hydrauliques. 78

Figure III.10 Les acteurs de l'eau en France en 2023 (Source : FNCCR, Département Cycle de l'eau). 81

Figure III.11 Différence d'échelle entre SDAGE et SAGE dans le contexte de la gestion de l'eau en Bretagne (OEB 2023). 82

Figure III.12 Hiérarchie des normes en aménagement du territoire et urbanisme. 85

Figure III.13 Entremêlement de la couverture territoriale de documents de planification (SCoT et SAGE) dont dépend l'intercommunalité de Lorient Agglomération. La zone hachurée représente le Pays de Lorient tel qu'il existe depuis 2018, composé de deux SCoT : l'un spécifique à l'ancien Pays de Quimperlé (Quimperlé Communauté), et l'autre spécifique à l'ancien Pays de Lorient (LA et Blavet-BelleVue-Océan). 86

Figure V.1 A framework for the elaboration of scenarios (Based on [Houet et al. 2010](#)). 111

Figure V.2 Spatially explicit prospective scenarios for a watershed in Iowa (USA). Maps show present landscape patterns and three scenarios that emphasize (1) agricultural production, (2) agricultural management innovations to improve water quality, and (3) efforts to preserve biodiversity. For each scenario, realistic photomontage visualizations are provided (Figure modified from [Turner & Gardner 2015](#)). 114

Figure V.3 Schematic representation of coupled human-environment system with drivers and feedbacks at various spatial scales. 117

Figure V.4 Example of a stock and flow diagram from [Sahin et al. \(2016\)](#). 119

Figure V.5 An overview of an ABM-based translation framework, assuming that the focus of the model is on land use composition and configuration, producing output LUC maps at different time steps of model execution. Figure from [Mallampalli et al. \(2016\)](#). 121

Figure V.6 A Bayesian network diagrams used to assess landscape conservation suitability. In this example, specific findings have been entered for each factor to show the overall probability of suitability based on those inputs (Meyer et al. 2014).	123
Figure V.7 A FCM developed to describe the system of drivers of deforestation for the Brazilian Amazon as developed by stakeholders (Figure from Mallampalli et al. 2016).	124
Figure V.8 The downscaling of models used for hydrological climate change impact assessments (Olsson et al. 2016).	127
Figure V.9 Water related processes included in the Community Water Model (CWatM).	130
Figure V.10 Geoprospective, an approach at the interface of several fields of research (Houet & Gourmelon 2014).	140
Figure V.11 Planned participatory workshops within the “Water and Territory” approach.	143
Figure VI.1 The water cycle diagram according a representation from the USGS (Corson-Dosch et al. 2022).	147
Figure VI.2 Simplified representation of interconnections between land, climate, water, and human systems.	150
Figure VI.3 Representation of the “Territory Puzzle” in October 2021.	153
Figure VI.4 Representation of the “Water and Territory Puzzle” in January 2022.	155
Figure VI.5 Representation of the “Water and Territory Puzzle” in February 2022.	158
Figure VI.6 Representation of the “Trajectory Water and Territory” game in a context of Brittany, October 2022 (Background: Loic Gosset).	160
Figure VI.7 Example of cards from both main game and mini-games of “Trajectory Water and Territory”.	163
Figure VII.1 Location of LA (red) and the Scorff and Blavet watersheds. Main land cover types are based on data from the <i>Conservatoire botanique national de Brest</i> (CBNB 2020). Land cover proportions are given for both the area of LA (~740 km ²) and the area of LA and the Scorff and Blavet watersheds (LASB, ~2800 km ²). “Urban” includes all artificialized areas (e.g. buildings, roads, parks, gardens). “Forests” corresponds to areas covered by trees (all forest types and hedges vegetation). Areas left in white correspond to other marginal land cover types (e.g. dunes, wetlands, undergrowth).	169

Figure VII.2 Input data for FORESIGHT at 64 m resolution: (a) Initial map (urban, forest, crop, grassland) ; (b) Slope map ; (c) Hillshade map ; (d) Transportation network map ; (e) Excluded map – protected and flood control areas and those outside the study area are in white ; (f) Attractiveness map.172

Figure VII.3 Outline of the studied watershed at 1 km spatial resolution along with locations of the Scorff (left) and Blavet (right) rivers, as well as simulated future streamflow locations, water withdrawals (source: BNPE) and streamflow stations and GW wells (source: *Eau France – HydroPortail*) used in our study : (1) Pont-Kerlo station (Plouay); (2) Saint-Eloi well (Guilligomarc’h); (3) Barac’h well (Ploërdut); (4) Gros chêne well (Pontivy); (5) Saint-Samson well (Bieuzy); (6) Scaouet park well (Baud); (7) Pont-neuf station (Inzinzac-Lochrist); (8) Kerbillan well (Hennebont). Background: OpenStreetMap.174

Figure VII.4 Examples of input data for CWatM at 1 km resolution: (a) Digital elevation model ; (b) Soil depth ; (c) Fraction of land cover (forest in this case). Outline of the studied watershed is represented in blue.175

Figure VII.5 Summary of the procedure of calibration and projection used in this study.177

Figure VII.6 Mean temperatures and cumulated precipitations within the Scorff and Blavet watersheds from 1970 to 2022, during the low flow (april-september) and the high flow (october-march) periods. Mean values are based on data from SAFRAN-SURFEX (1970-2020) and on data from local meteorological stations (2021-2022). Horizontal and vertical grey dotted lines represent mean values of the entire period. 178

Figure VII.7 Median values and their corresponding 80% confidence interval of projected mean temperatures and cumulated precipitations within the Scorff and Blavet watersheds from EXPLORE2-2021-SIM2 models for RCP4.5 (10 models) and RCP8.5 (11 models) scenarios over 2006-2100. Grey dashed line represents recorded values from 2022 and is included for comparison.180

Figure VII.8 Simulations of land cover changes at the 2070 horizon in the territory of LASB based on three prospective scenarios: *Socioecological transition* (Scenario 6), *A gentrified coast* (Scenario 7), and *Ecological orientation through population decline* (Scenario 10). Current situation (S0) is included for comparison.183

Figure VII.9 Observed versus simulated streamflow in the Scorff and Blavet rivers at two measurement stations. Grey dotted line represents 1/10 of the mean streamflow over the entire period. In France, this value is used as threshold to indicate hydrologic drought. Gaps in the streamflow of the Blavet are due to missing observations.184

Figure VII.10 Observed versus simulated water table elevations. Numbers represent the mean values and their standard deviation. 185

Figure VII.11 Median projections of temperature and precipitation from 2020 to 2070 during low flow (april-september) and high flow (october-march) periods. Recorded values for 2022 are represented in grey for comparison. Horizontal and vertical grey dotted lines represent median values from 2006 to 2020, while horizontal and vertical red dotted lines represent median values from 2060 to 2070. 187

Figure VII.12 Simulated daily streamflows of the Scorff and Blavet rivers for four different prospective scenarios (S0, S6, S7, and S10) during the 2068 low flow period based on the most pessimistic climatic projection (Model 9 – RCP8.5 in Table 7.3). Red dashed lines represent the 1/10 value of mean discharge. Note that streamflows are represented using logarithmic scale in order to focus on the low flow period. 189

Figure VII.13 Average number of days per year below 1/10 of mean discharge (based on simulated discharge from 2006 to 2020) for different decades between 2006-2020 and 2060-2070 and for four different prospective scenarios. Boxplots represent the variability from the different climatic models for RCP4.5 and RCP8.5 scenarios. Central rectangles represent the 0.25, 0.5 and 0.75 quantiles, while vertical grey lines represent the minimal and maximal values. The most pessimistic RCP8.5 projections (upper grey line) correspond to Model 9 in Table VII.3. 190

Figure VII.14 Difference of average annual GW elevation between 2006-2020 and 2060-2070 over three climatic projections and four prospective scenarios. Proportions reported correspond to the resulting potential reduction of existing wetlands due to a disconnection (> 0.5 m decrease) with the water table. 192

Figure VII.15 Difference of average SWI for forested and agricultural lands during summer period (July-August-September) between 2006-2020 and 2060-2070 over three climatic projections and four prospective scenarios. 194

Figure VII.16 Evolution of average monthly SWI across the Scorff and Blavet watersheds among successive decades based on three climatic projections and four prospective scenarios. The grey dashed line represent values for 2022 (simulated from the most pessimistic RCP8.5 projection) and is included for comparison. Soil moisture is at saturation when SWI tends towards 1 and is under water stress when it tends towards 0. 195

Figure VIII.1 Salle utilisée pour la tenue des ateliers 1 et 2 à « La Colloc » à Lorient. 204

Figure VIII.2 Des participants lors de la mise en œuvre du jeu « Trajectoire Eau et Territoire » durant l'Atelier 1.	207
Figure VIII.3 Exemple du recto et verso de cartes utilisées pour représenter des hypothèses d'évolutions possibles.	208
Figure VIII.4 Des participants autour de la Table 4 « Paysages » lors de l'atelier de restitution en décembre 2022.	211
Figure VIII.5 Exemple d'analogie climatique utilisée pour illustrer les évolutions possibles du territoire.	213
Figure VIII.6 Exploration des futurs possibles du territoire à l'aide d'un jeu sérieux.	214
Figure VIII.7 Plateau de jeu utilisé pour l'exploration des différents scénarios et leur traduction en quantités d'eau.	215
Figure VIII.8 Nouveau déroulé de la démarche Eau et Territoire.	231

LISTE DES TABLEAUX

Table III.1 Evolution de l'agriculture en Bretagne entre 1955 et 2020. Source : Agreste, DRAAF Bretagne.	77
Table VII.1 Water withdrawals for domestic demand in LA between 2016 and 2020. SW: surface water. GW: groundwater.	169
Table VII.2 List of the different hypotheses (i.e. possible futures) proposed for the four driving variables. Values in bold represent the current situation in LA (slightly different at the scale of LASB).	171
Table VII.3 List of GCM/RCM models provided by simulations from EXPLORE2-2021-SIM2.	179
Table VII.4 List of driving variables hypotheses (i.e. possible futures) retained for three scenarios.	181

TABLE DES MATIÈRES

AVANT-PROPOS	ii
REMERCIEMENTS	iii
LISTE DES ABBRÉVIATIONS	vi
INTRODUCTION GÉNÉRALE	1
CHAPITRE I – NATURE ET SOCIÉTÉ : UNE INTRODUCTION À LA COMPLEXITÉ DES SYSTÈME SOCIO-ÉCOLOGIQUES	8
I.1 Introduction	10
I.2 The environmental system	11
I.2.1 Abiotic conditions	12
<i>I.2.1.1 Climate</i>	12
<i>I.2.1.2 Landform</i>	13
I.2.2 Soil	14
I.2.3 Biotic interactions	15
I.2.4 Natural disturbances and succession	16
I.3 Human impacts on the environmental system: global change	18
I.3.1 Human water use	18
I.3.2 Human-driven changes in land use and land cover	20
I.3.3 Human-induced changes in climate	22
I.4 Environmental feedbacks to Human System	23
I.5 Drivers of human impacts on the environmental system	26
I.5.1 Population, affluence and technology	26
I.5.2 Economic context	32
I.5.3 Social and cultural factors	34
I.5.4 Policy and institutional factors	35
<i>I.5.4.1 Governance and institutions</i>	35
<i>I.5.4.2 Regulations</i>	35
<i>I.5.4.3 Incentives</i>	35
I.6 Conclusion	36
CHAPITRE II - L'EAU : UN MARQUEUR DES CHANGEMENTS GLOBAUX, À L'INTERFACE ENTRE CLIMAT, ÉCOSYSTÈMES ET ACTIVITÉS HUMAINES	38
II.1 Introduction	40

II.2 Human-driven modifications in hydrological processes	42
II.2.1 Water withdrawals	42
II.2.2 Construction of hydraulic projects	44
II.2.3 Human-driven changes in land use and land cover	45
II.2.4 Human-induced changes in climate	47
II.3 Ecosystems' reliance to hydrological processes	50
II.3.1 Freshwater ecosystems	50
II.3.2 Terrestrial ecosystems	53
II.4 Ecosystem responses to human-driven modifications in hydrological processes	58
II.5 Conclusion	64
CHAPITRE III – SPÉCIFICITÉS SOCIOGÉOGRAPHIQUES ET TERRITORIALISATION : L'EXEMPLE DU TERRITOIRE BRETON DE LORIENT AGGLOMÉRATION	65
III.1 Introduction	67
III.2 Contexte de la Bretagne et du territoire de Lorient Agglomération	68
III.2.1 Le territoire intercommunal de Lorient Agglomération	68
III.2.2 Climat	69
III.2.3 Géologie et relief	69
III.2.4 Hydrographie	71
III.2.5 Démographie	72
III.2.6 Couverture des sols et paysages	73
<i>III.2.6.1 Contexte actuel</i>	73
<i>III.2.6.2 Contexte historique</i>	74
III.3 Territorialisation des politiques publiques : un emboîtement d'échelles à l'aide d'outils	79
III.3.1 La gestion de l'eau	80
III.3.2 L'aménagement du territoire	84
III.4 Conclusion	87
CHAPITRE IV – LA GESTION INTEGRÉE DE L'EAU FACE AUX LOGIQUES DE L'ACTION ADMINISTRATIVE À L'ECHELLE TERRITORIALE	89
IV.1 Introduction	91
IV.2 L'analyse de la gestion de l'eau à Lorient Agglomération	93
IV.3 L'invisibilisation du territoire	94
IV.4 L'invisibilisation des acteurs	98
IV.5 Conclusion	102

CHAPITRE V – ARTICULATION ENTRE SCÉNARISATION, MODÉLISATION ET PARTICIPATION : ÉTAT DE L’ART ET CHOIX METHODOLOGIQUES ······ 106

V.1 Introduction ······ 108

V.2 The elaboration of scenarios ······110

V.2.1 Identification of focal question and study site ······111

V.2.2 System analysis: construction of the base ······ 111

V.2.3 Scenario elaboration ······112

V.2.4 Scenario assessment ······115

V.3 Translation of scenarios into quantitative models ······ 115

V.3.1 Integration of scales of consideration ······116

V.3.2 Integration of disciplines and processes ······118

V.3.2.1 *System dynamics (SDs)* ······118

V.3.2.2 *Agent-based models (ABMs)* ······120

V.3.2.3 *Bayesian Networks (BNs)* ······ 122

V.3.2.4 *Fuzzy cognitive maps (FCMs)* ······123

V.3.2.5 *Coupled component models (CCMs)* ······125

V.3.3 Integration of varied subsystems (biophysical models) ······ 126

V.3.3.1 *Climate modelling* ······ 126

V.3.3.2 *Land use and cover change modelling* ······ 127

V.3.3.3 *Hydrological modelling* ······128

V.4 Combining scenarios and models with participation ······ 130

V.4.1 Serious games ······ 132

V.4.1.1 *Role-playing games* ······133

V.4.1.2 *Board games* ······ 134

V.4.2 Prospective ······134

V.4.2.1 *Environmental prospective* ······135

V.4.2.2 *Territorial prospective* ······ 136

V.4.3 Companion modelling (ComMod) ······137

V.4.4 Geoprospective ······139

V.5 Conclusion ······141

CHAPITRE VI – « TRAJECTOIRE EAU ET TERRITOIRE » : UN OUTIL POUR REPRÉSENTER COLLECTIVEMENT L’ÉTAT NATUREL, L’ÉTAT ALTÉRÉ ET L’ÉTAT FUTUR D’UN TERRITOIRE ET DE SES RESSOURCES EN EAU ······144

VI.1 Introduction ······146

VI.2 Methodology ······147

VI.2.1 Identifying the main parameters needed to represent the complexity of the system ······ 147

VI.2.1.1	<i>Water storage compartments</i>	147
VI.2.1.2	<i>Water fluxes</i>	148
VI.2.1.3	<i>Physical drivers</i>	148
VI.2.1.4	<i>Biological drivers</i>	148
VI.2.1.5	<i>Human activities and their impacts</i>	149
VI.2.2	Building the base of the serious game	150
VI.2.3	Testing the game	151
VI.3	Results and discussion: historical evolutions of the serious game	152
VI.3.1	First step	152
VI.3.2	Second step	153
VI.3.3	Third step	156
VI.3.4	Final step	159
VI.4	Conclusion	163
CHAPITRE VII	– MODÉLISATION DE SCÉNARIOS PROSPECTIFS CO-CONSTRUITS PARTICIPATIVEMENT POUR UNE PRISE EN COMPTE LOCALE DES CHANGEMENTS GLOBAUX	165
VII.1	Introduction	167
VII.2	Materials and methods	168
VII.2.1	Study site: intersecting administrative and watershed scales	168
VII.2.2	Participatory workshops and the co-construction of scenarios	170
VII.2.3	Land cover change simulations: FORESIGHT	171
VII.2.4	Hydrological simulations: Community Water Model (CWatM)	173
VII.2.4.1	<i>Model implementation</i>	174
VII.2.4.2	<i>Model calibration</i>	176
VII.2.4.3	<i>Future projections</i>	176
VII.2.5	Climate forcing	177
VII.2.5.1	<i>Historical data: the coupled approach SAFRAN-SURFEX</i>	177
VII.2.5.2	<i>Climate projections: EXPLORE2-2021-SIM2</i>	178
VII.3	Results and discussion	179
VII.3.1	Prospective scenarios	179
VII.3.2	Simulation of future land cover	182
VII.3.3	Simulation of water availability	183
VII.3.3.1	<i>Model calibration</i>	183
VII.3.3.2	<i>Characterisation of future meteorological droughts</i>	186
VII.3.3.3	<i>Characterisation of hydrological droughts</i>	188
VII.3.3.4	<i>Characterisation of agricultural droughts</i>	193
VII.3.4	Limits of the modelling approach	196

VII.3.4.1 <i>Dealing with uncertainties</i> ······	196
VII.3.4.2 <i>Model predictability on both surface water and groundwater</i> ······	197
VII.3.4.3 <i>Coupling land cover modelling with social aspects and hydro-climatic modelling</i> ·····	197
VII.3.4.4 <i>The identification of adequate indicators for local stakeholders</i> ······	197
VII.4 Conclusion ······	198
CHAPITRE VIII – LA DÉMARCHE « EAU ET TERRITOIRE » : LIGNES DE FORCE, LIMITES ET PERSPECTIVES ······	200
VIII.1 Introduction ······	202
VIII.2 La démarche participative ······	203
VIII.2.1 Prendre part ······	203
VIII.2.2 Apporter une part ······	205
VIII.2.3 Recevoir une part ······	210
VIII.2.3.1 <i>Exploration des différents résultats avec les chercheurs (14h-17h)</i> ······	210
VIII.2.3.2 <i>Soirée-débat autour des trajectoires souhaitables pour le territoire (17h-19h)</i> ··· ·····	213
VIII.2.4 La mobilisation des participants ······	216
VIII.3 Les expertises et la modélisation des socio-hydrosystèmes ······	219
VIII.3.1 Les limites d'une temporalité projetée ······	219
VIII.3.2 La traduction par des objets de médiation ······	221
VIII.3.3 Les apports de l'interdisciplinarité ······	223
VIII.3.4 Le dialogue science-société à l'ère des changements globaux ······	226
VIII.4 Les perspectives ······	230
VIII.4.1 Les modifications de la démarche « Eau et Territoire » ······	230
VIII.4.2 Recentrer la méthode sur les paysages ······	232
VIII.4.3 La reproductibilité de la démarche « Eau et Territoire » ······	234
VIII.5 Conclusion ······	235
CONCLUSION GÉNÉRALE ······	237
BIBLIOGRAPHIE ······	241
ANNEXES ······	280
LISTE DES FIGURES ······	294
LISTE DES TABLEAUX ······	302

Titre : Eau, territoires et changements globaux : vers une approche systémique et participative de modélisation pour concevoir et agir en complexité

Mots clés : Gestion de l'eau ; Anthropocène ; Interdisciplinarité ; Relations sciences-société ; Aménagement du territoire ; Pressions climatiques et anthropiques.

Résumé : L'ampleur des bouleversements planétaires en cours (« changements globaux ») nous impose de modifier rapidement et drastiquement nos modes de vie, de gestion et d'organisation. A travers cette thèse, nous avons choisi d'aborder une partie des impacts des changements globaux sous le prisme de l'eau – cette ressource se retrouvant à l'interface entre climat, écosystèmes et activités humaines, et dont la diminution multiplie les tensions dans l'espace public. L'objectif de cette thèse a ainsi été de développer une démarche – intégrant modélisation et dimension participative – afin de rendre visible la complexité des systèmes socio-environnementaux et l'impact des changements globaux (actuels et à venir), dans le but d'aider les prises de décision en concertation à l'échelle territoriale.

Réalisé en Bretagne, sur le territoire de Lorient Agglomération et des bassins versants du Scorff et du Blavet, ce travail a conduit à l'élaboration d'une démarche en trois temps baptisée « Eau et Territoire » : (1) construction d'une base commune de connaissance sur les enjeux de l'eau et des changements globaux ; (2) co-construction de scénarios prospectifs afin d'identifier des évolutions possibles pour le territoire ; et (3) projection collective dans les futurs possibles du territoire afin d'identifier des trajectoires souhaitables. S'il n'est pas possible d'évaluer dès aujourd'hui l'impact de cette démarche sur les futures prises de décisions, elle aura au moins permis d'offrir un espace d'échange et de participation pour concevoir la complexité du système et envisager collectivement des leviers d'adaptation.

Title : Water, territories and global change: towards a systemic participatory approach of modelling in order to think and act under complexity

Keywords: Water management; Anthropocene; Interdisciplinarity; Science-society relationships; Land planning; Climatic and anthropogenic pressures.

Abstract : In the light of ongoing planetary scale alterations in the environmental system (i.e. global change), societies are urgently required to undertake rapid actions. Within this thesis, we approached part of the impacts of global change through water – this resource allowing interfacing climate, ecosystems and human activities, and which is currently a source of tension in public sphere due to its increasing scarcity. This thesis aims at developing an approach – integrating modelling and a participatory dimension – in order to make visible the complexity of socio-environmental systems and the impacts (present and future) of global change, with the objective to guide decision-making processes in concertation at local scale.

Conducted in the Brittany Region (North West France), within the territory of Lorient Agglomération and the Scorff and Blavet watersheds, this work led to the elaboration of a three step participatory approach called "Water and Territory": (1) construction of a common base of knowledge regarding water and global change; (2) co-elaboration of prospective scenarios regarding possible evolutions of the territory; and (3) collective projection into the possible futures of the territory in order to identify desirable trajectories. Although it is not possible today to evaluate the impact of this approach on future decisions-making processes, it allowed offering a space for sharing and participation in order to conceive the complexity of the system and to collectively identify adaptation possibilities.