



HAL
open science

Modélisation du déroulement d'activités anthropiques sous contraintes spatio-temporelles

Cyril Tissot

► **To cite this version:**

Cyril Tissot. Modélisation du déroulement d'activités anthropiques sous contraintes spatio-temporelles. Géographie. Université de Bretagne Occidentale (UBO), 2018. tel-01960495

HAL Id: tel-01960495

<https://hal.science/tel-01960495>

Submitted on 19 Dec 2018

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.



**Habilitation à Diriger des Recherches /
Université de Bretagne Occidentale**



École doctorale des Sciences de la Mer
Mention : Géographie

Présentée par

CYRIL TISSOT

**Préparée à l'Unité Mixte de Recherche 6554 LETG (CNRS)
Université de Bretagne Occidentale**

**Modélisation du déroulement d'activités anthropiques
sous contraintes spatio-temporelles**

**VOLUME 1 :
Bilan scientifique et perspectives de recherche**

**Habilitation à Diriger les Recherches soutenue à Brest
le 20 septembre 2018** devant le jury composé de :

Didier Josselin, Directeur de Recherche, CNRS / Rapporteur

Lena Sanders, Directrice de recherche, CNRS / Rapportrice

Christine Voiron, Professeure, Université de Nice / Rapportrice

Christophe Claramunt, Professeur, Ecole Navale / *Examineur*

Françoise Gourmelon, Directrice de recherche, CNRS / *Examinatrice*

Hervé Quéno, Directeur de Recherche, CNRS / *Examineur*

Marc Robin, Professeur, Université Nantes / *Examineur*

Remerciements

En écrivant cette page de remerciements, mes premières pensées vont à François Cuq qui a su éveiller il y a quelques années ma curiosité scientifique. J'espère ne jamais trahir la confiance dont il a fait preuve à mon égard.

Je remercie chaleureusement l'ensemble des membres du jury d'avoir accepté d'évaluer ce travail et de venir en discuter au bout du monde : Didier Josselin, Christine Voiron et Lena Sanders pour avoir accepté d'être rapporteurs malgré un emploi du temps surchargé ; Christophe Claramunt, Françoise Gourmelon et Marc Robin d'avoir accepté de faire une nouvelle fois partie de mon jury ; Hervé QuénoI qui m'a proposé il y a quelques années d'appliquer DAHU à la viticulture, quelle drôle... mais excellente idée !

Les résultats présentés dans ce mémoire d'habilitation sont le fruit d'un travail qui s'est nourri de nombreuses collaborations. Au risque d'oublier certaines personnes, je souhaite ici remercier à titre personnel quelques individus incontournables de mon environnement scientifique.

En tout premier lieu mon voisin de bureau, Mathias Rouan qui m'accompagne depuis ma thèse dans le développement de modèles. Je ne compte même plus le nombre de prototypes que nous avons développés... vivement le prochain codecamp en Argentine !

Merci également à l'extraordinaire tandem Françoise Gourmelon / Marc Robin dont l'engagement dans la gouvernance de LETG nous permet de disposer d'un environnement de recherche particulièrement stimulant.

Merci aux collègues de LETG avec lesquels j'ai toujours plaisir à travailler (Marc, Françoise, Hervé, Sam, Thomas, Brice, Damien).

Merci aux doctorants et post-doctorants avec qui j'ai eu le privilège de travailler : David Brosset, Ion Tillier, Cécile Guégan, Annalisa Minelli, Etienne Neethling, Renan Le Roux.

Merci aux membres du site brestois de LETG (Iwan, Laurence, Bernard, Isabelle, Mathias, Eric, Serge, Ingrid, Nico et tous les autres) qui participent à maintenir une excellente ambiance de travail, vivement le prochain tour de Hummer...

Merci aux chercheurs de l'IUEM pour les collaborations fructueuses le long du continuum terre/mer (Olivier, Matthieu, Jacques, Stéphane, François).

Merci également à l'équipe de Terra Maris avec laquelle c'est toujours un plaisir de collaborer et de surfer.

Pour terminer, un immense merci à ma famille dont le soutien a été indéfectible.

Mes dernières pensées iront bien sûr aux trois anges qui partagent mon quotidien et que j'aime tant. Merci à Marianne, Yelle et Lilween pour leurs encouragements et toutes leurs marques d'attention et d'affection qui m'ont permis d'avancer dans les meilleures conditions.

Remerciements	3
Avant-propos	6
Chapitre 1	7
Positionnement scientifique	7
1. Cadres conceptuels de la modélisation des interactions Homme/milieu	8
1.1 Quelles approches pour quels besoins ?	11
1.2 Approche spatio-temporelle des interactions Homme/milieu	13
1.2.1 Intégration de la composante temporelle	13
1.2.2 Intégration de la composante spatiale	14
1.2.3 Granularité spatio-temporelle	15
1.2.4 Formalisation des dimensions spatio-temporelles	16
2. Positionnement de mes travaux de recherche dans ce contexte général : l'approche Dynamique des Activités HUmaines (DAHU)	18
2.1 Concepts généraux	18
2.2 Formalisation d'archétypes de production	20
2.3 Gestion des dimensions spatio-temporelles	22
2.4 Gestion des échelles	25
Chapitre 2	27
Modéliser les changements d'intensité des activités anthropiques et leurs impacts sur les écosystèmes côtiers	27
1. Modéliser les changements d'intensité des apports diffus d'origine agricole	28
1.1 Simulation des émissions d'effluents agricoles à différents niveaux scalaires	29
1.1.1 Implémentation des agents	29
1.1.2 Modélisation des itinéraires d'épandage	30
1.2 Chaînage avec un modèle agro-hydrologique	32
1.3 Evaluation de l'impact des flux organiques sur la présence de métaux lourds et d'éléments traces dans les estuaires	34
2. Changement d'intensité des activités de pêche à la drague et impact sur les habitats benthiques en rade de Brest.	37
2.1 Modélisation du déroulement des activités de pêche à la drague	38
2.1.1 Formalisation des stratégies des pêcheurs	39
2.1.2 Formalisation des contraintes d'environnement	40
2.1.3 Simulation des pratiques de pêche	40
2.1.4 Déclinaison de l'approche à différents niveaux scalaires	43
2.2 Modélisation des interactions entre activités de pêche à la drague et habitats benthiques	46
2.2.1 Modélisation les effets indirects de la pêche	46
2.2.2 Intégration de la composante biologique	48
2.2.3 Simulation de l'impact des traits de dragues sur la structure des habitats	49
Chapitre 3	52
Analyser les mécanismes d'adaptation des activités humaines confrontées à des changements environnementaux	52
1. Modélisation des activités ostréicoles en milieu perturbé	53
1.1 Une chaîne de modèles pour aborder une problématique complexe	53
1.2 Organisation des systèmes de production ostréicoles et caractérisation des agents du modèle	54

1.3 Modélisation de la production ostréicole _____	57
1.4 Simulation de la variabilité des rendements et des stratégies de production _____	58
2. Variabilité spatio-temporelle des flux touristiques en conditions d'environnement modifiées _____	61
2.1 Modélisation des déplacements pédestres _____	61
2.2 De l'observation à la modélisation _____	62
2.3 Le modèle MSM (Mont-Saint-Michel) _____	63
2.4 Simulations et analyses de la distribution des flux _____	65
3. Adaptation des pratiques viticoles au changement climatique _____	69
3.1 Une structure multi-niveau pour aborder une chaîne d'interactions complexes _____	69
3.2 Modélisation du cycle phénologique _____	71
3.3 Intégration des données climatiques _____	73
3.4 Simulation des actions agronomiques et des processus de décision _____	74
3.5 Principaux résultats sur la zone d'appellation des Coteaux du Layon (Val de Loire) _____	75
3.5.1 Simulations rétrospectives _____	77
3.5.2 Simulations prospectives _____	79
Chapitre 4 _____	82
<i>Perspectives de recherche _____</i>	82
1. Approche rétrospective et prospective des interactions entre activités de pêche et ressources benthiques _____	85
2. Modélisation multi-scalaire des impacts du changement climatique sur les activités viticoles _____	88
Intégrer la variabilité climatique locale dans les projections climatiques _____	88
Simuler des processus d'adaptation au changement climatique à court et long termes _____	89
Mener des approches comparatives à l'échelle européenne et mondiale _____	90
3. Modélisation de l'intégration d'infrastructures en mer au regard des usages présents et à venir _____	91
Référence bibliographiques _____	94
Table des figures _____	108

Avant-propos

Bien des auteurs montrent que faire le bilan d'une ou deux décennies de recherche c'est bien souvent chercher un fil conducteur à posteriori. De mon point de vue c'est en toute logique que la trajectoire de nos recherches évolue sans cesse, en fonction des rencontres, des opportunités de financement mais plus encore de la nécessité de dépasser les limites de son propre cadre disciplinaire pour aborder des questions complexes. En choisissant de m'intéresser à la modélisation des interactions homme/milieu, j'ai délibérément choisi de bâtir mon raisonnement scientifique sur des concepts relevant de différentes disciplines académiques. Trouver un lien entre des approches abordant des thèmes aussi diversifiés que la modélisation des élevages intensifs, la pêche côtière, les activités viticoles ou les flux touristiques n'a donc pas été chose aisée. Mais c'est bien là, il me semble, tout l'intérêt d'une habilitation à diriger des recherches ; s'arrêter un temps pour faire le point et revisiter son travail avec un regard extérieur. J'ai donc mis un certain temps à « boucler cette foutue HDR » car je n'aime pas trop me retourner alors qu'il me reste tant de choses à faire.

Le fil conducteur je l'ai finalement trouvé à travers l'entrée méthodologique de mes recherches, la construction d'approches de modélisation permettant de restituer le déroulement d'activités anthropiques est d'en étudier leurs interactions avec l'environnement. Au-delà de la construction de plusieurs prototypes dédiés à des approches thématiques ciblées, je tente d'apporter une modeste contribution à la formalisation d'une démarche générique permettant de simuler les changements d'intensité des activités humaines au regard de la variabilité des conditions environnementales des milieux qu'elles exploitent. Cette démarche baptisée Dynamique des Activités HUMaines (DAHU) a été initiée dans le cadre de ma thèse. Depuis elle est en constante évolution au regard des expériences qui en mobilisent les concepts et jalonnent mon parcours de chercheur.

A l'instar de l'animal légendaire (Leroy, 2000), DAHU est un assemblage instable de méthodes issues des modèles multi-agents, de la géomatique et des bases de données. Penser en aborder toutes les facettes dans cette introduction serait une gageure. Je vous invite donc à lire les pages qui vont suivre pour en comprendre les rouages en suivant son évolution à travers mes différentes expériences de recherche.

Après avoir décrit dans un premier chapitre les principaux concepts qui positionnent méthodologiquement ma démarche scientifique, cette HDR présentera successivement deux chapitres qui traiteront :

- de la modélisation des changements d'intensité des activités anthropiques et leurs impacts sur les écosystèmes côtiers à partir d'approches rétrospectives et prospectives ;
- de la simulation des mécanismes d'adaptation des activités humaines confrontées à des changements environnementaux.

Un quatrième et dernier chapitre abordera quelques perspectives de recherche et présentera les trois directions thématiques que je souhaite prendre dans les années qui viennent.

Chapitre 1
Positionnement scientifique

We can never produce a perfect copy of reality, but, if we can mimic that most important features, then the caricature will be recognizable and useful (Holling et al, 1974).

La modélisation des interactions entre nature et société est un sujet qui est abordé depuis plusieurs dizaines d'années sous l'aspect des interactions entre les changements du climat et les systèmes économiques. Ces initiatives ont favorisé le développement d'approches novatrices et interdisciplinaires, tant sur le plan de la conception des modèles que de leurs applications thématiques (Jollivet et Pavé, 1993 ; Legrand et Perrier, 1994 ; Cuq, 2001 ; Lagadeuc et Chenorkian, 2009 ; Liu et al., 2007 ; An, 2012 ; Michetti et Zampieri, 2014).

Depuis la fin des années 90, les interactions homme/milieu sont au cœur des questionnements scientifiques de nombreux programmes de recherche nationaux et internationaux¹ qui visent à promouvoir des dispositifs pérennes d'observations des milieux anthropisés (Chenorkian and Robert, 2014) et à soutenir le développement d'outils permettant d'évaluer les relations entre les composantes sociale et environnementale dans un contexte de développement soutenable (Liu et al., 2015). Ces initiatives internationales ont ainsi donné lieu au développement de modèles globaux qui abordent la dimension prospective des interactions homme/milieu en relation avec le changement climatique (Schimel et al., 2015), la conservation de la biodiversité (Bellard et al., 2012) ou l'évolution de l'usage des sols (Stehfest et al., 2014).

Malgré leur pertinence à l'échelle planétaire, ces approches demeurent difficiles à mettre en relation avec des échelles locales qui sont pourtant déterminantes pour répondre aux besoins de gestion durable des milieux anthropisés. Des méthodes de descente d'échelle ont certes permis une régionalisation des modèles globaux mais leurs résultats restent trop agrégés pour restituer la variabilité spatiale et temporelle des interactions homme/milieu.

Le développement d'approches capables de modéliser ces interactions à haute et moyenne résolutions constitue donc un enjeu majeur pour identifier la part des signaux anthropiques et environnementaux dans la variabilité observée à l'interface nature/société. Cet objectif reste difficile à atteindre en raison de la complexité, la diversité et la non linéarité des interactions Homme/milieu mais également des fréquentes discordances scalaires entre les processus environnementaux et les changements d'intensité des activités anthropiques. Ces nombreuses limites expliquent que la plupart des approches soient implémentées à des niveaux d'abstraction incompatibles avec des approches dynamiques et spatialement explicites.

Ce premier chapitre tente donc d'apporter un éclairage des principaux concepts et méthodes susceptibles d'améliorer la formalisation des interactions Homme/milieu et d'en restituer la variabilité spatio-temporelle. Il expose dans un second volet une proposition méthodologique basée sur une approche de modélisation dédiée à la simulation du déroulement d'activités anthropiques sous contraintes d'environnement qui constitue l'ossature méthodologique de mes recherches.

1. Cadres conceptuels de la modélisation des interactions Homme/milieu

La modélisation des interactions nature/société relève le plus souvent d'une démarche systémique. L'analyse et la compréhension des relations entre les dynamiques naturelles et sociales nécessitent en effet de considérer les différentes composantes physiques et anthropiques comme systèmes et sous-systèmes d'un modèle global. En s'intéressant à l'imbrication de phénomènes opérant à différentes échelles spatiales et temporelles, les recherches abordant les relations entre les composantes anthropiques et naturelles intègrent pleinement le concept de récursivité des systèmes (Heylighen F., 1992). Ce constat explique que la

¹ On peut notamment citer les dispositifs de recherche pilotés par le CNRS (PEVS, OHM, Zones Ateliers) les initiatives européennes à travers le programme BIODIVERSA, les programmes internationaux IGBP (International Geosphere-Biosphere Programme) et IHDP (International Human Dimensions Programme on global environmental change), regroupés depuis 2015 au sein du métaprogramme Future Earth et le métaréseau ILTER (International Long Term Ecological Research).

plupart des modèles développés dans ce domaine soient construits sur une structure hiérarchique et récursive. Différents angles méthodologiques ont été proposés pour modéliser ces interactions. Ils s'appuient sur des concepts relevant principalement de l'économie, des sciences de l'environnement et des sciences humaines et sociales. Les méthodes utilisées se différencient en fonction des modalités d'interprétation des relations Homme/milieu (figure 1).

Un premier axe formalise les échanges entre la composante anthropique et l'écosphère. L'objectif est d'évaluer l'impact des changements d'intensités des activités humaines sur les flux de matière et d'énergie à l'échelle globale (Nitzbon *et al.*, 2017). Cette réflexion alimente des modèles basse résolution visant à produire des analyses rétrospectives de la variabilité de ces flux et à calculer leur évolution à moyen et long termes selon différents scénarios climatiques (Liu *et al.*, 2012). Le niveau d'abstraction de ces modèles est donc élevé même si des approches régionalisées ont pu être mises en œuvre pour caractériser l'impact des changements d'occupation du sol sur les écosystèmes terrestres (Haberl *et al.*, 2004) ou l'évolution des biocénoses marines (Cabré *et al.*, 2015).

Le deuxième axe assimile les pressions exercées par les activités anthropiques à un processus de fragilisation des ressources naturelles identifiées à des services écosystémiques. Pour infléchir cette tendance, la société adopte des mesures politiques en faveur de la préservation de ces services. Ce cycle aboutit à la construction d'indices de soutenabilité dont la finalité vise à proposer un cadre juridico-économique cohérent dans une perspective de développement durable. Cette réflexion alimente essentiellement les modèles économiques qui positionnent la gestion collective des ressources au cœur de la problématique d'une gestion durable des interactions Homme/milieu (Ostrom, 2009). Formalisé par de nombreux auteurs à travers des approches de types socio-écosystémiques (Millennium Ecosystem Assessment, 2005) ou socio-écologiques (McGinnis et Ostrom, 2014), sa mise œuvre reste complexe en raison de la difficulté à modéliser les systèmes d'utilisation des ressources (Agrawal, 2003).

Le troisième axe assimile les interactions Homme/milieu à la notion d'impact. Dans ce cas, la simulation du signal anthropique a pour finalité de fournir des éléments d'explication à un état du milieu observé. L'objectif est d'améliorer la compréhension des échanges transversaux entre l'Homme, l'écosystème et les facteurs exogènes susceptibles d'en modifier la dynamique. Ces travaux se destinent à la production de grilles d'indicateurs permettant d'évaluer le niveau de pression anthropique et l'état de conservation ou de dégradation du milieu (Gari *et al.*, 2015 ; Elliott *et al.*, 2017). Via la mise en correspondance de ces indicateurs, la dégradation des écosystèmes entraîne une évolution des activités qui doivent s'adapter à des conditions d'environnement modifiées. La composante "risque" est souvent intégrée dans cette approche dans la perspective d'analyser les capacités d'adaptation et de résilience des milieux et des sociétés (Turner *et al.*, 2003).

Malgré leur cadre d'application pluridisciplinaire, les approches de modélisation des socio-écosystèmes n'abordent que très rarement les dimensions anthropiques et environnementales de manière équivalente (Folke, 2007). Ainsi, quel que soit l'angle d'analyse choisie, aucun des cadres conceptuels proposés actuel n'est suffisamment exhaustif pour aborder les différentes facettes des interactions Homme/milieu (Binder *et al.*, 2013). Les approches transversales combinant différents paradigmes sont donc fréquemment utilisées (Holling *et al.*, 1978).

Type d'approche	Type d'interaction	Caractéristiques des interactions	Mode de gestion des interactions (Dynamique)	Échelle spatiale de mise en œuvre
Approches globales fondées sur les échanges de flux				
ESA = Earth Systems Analysis	S -> N	Les activités anthropiques sont considérées comme des flux de matière (rejets de CO2, flux de polluants...) susceptibles de modifier l'écosystème.	Les dynamiques écologiques sont représentées comme des rétroactions dans le flux d'énergie ou de matière entre les sous-systèmes de l'écosphère.	Échelle globale avec des sous-systèmes permettant des approches régionalisées.
The Natural Step Framework	S -> N	La demande humaine en ressources et en émissions de GES affecte la qualité et la capacité de charge du système écologique.	Seul le rapport entre ressource disponible et demande anthropique est pris en compte.	Application à l'échelle de grandes entreprises ou de régions.
MEFA = Material and Energy Flow Analysis	S -> N	Les activités humaines affectent le système écologique à travers la demande en énergie, ressources et matériaux.	Les interactions sont analysées sous forme de stocks et de flux.	Application à l'échelle régionale et nationale. Aucune interaction entre les échelles.
Approches centrées sur la gestion collective de ressource				
Ecosystem Services	S -> N	Le système social change les services que peut fournir le système écologique.	Les dynamiques ne sont pas considérées.	Les approches régionales et nationales sont favorisées. Aucune interaction entre les échelles n'est considérée.
Management and Transition Framework	N -> S	Le système écologique influence le système social (via les services et les risques environnementaux) qui influence le système écologique par des interventions liées à l'utilisation des services et à la prévention des risques. Les rétroactions font appel au concept de gestion adaptative (Holling, 1978).	Les dynamiques ne sont pas traitées en détail. Seules les tendances qui montrent l'état du système écologique sont prises en compte.	Application à l'échelle régionale et nationale. Les interactions entre les échelles spatiales sont prises en compte.
SES Social-Ecological Systems Framework	S <-> N	Les acteurs utilisent des ressources qui ont un impact sur le système écologique et peuvent provoquer des externalités dans les SES associés.	La dynamique est considérée via une analyse de l'évolution du système de ressources.	Application aux échelles locale et régionale. Les interactions entre les échelles ne sont pas conceptualisées.
Approche centrée sur les impacts				
HES = Human Environment Systems Framework	S <-> N	Les activités humaines impactent le système écologique de manière intentionnelle ou involontaire. La rétroaction est conceptualisée à court et moyen terme à travers la notion de conscience environnementale (concept d'apprentissage de la durabilité).	Les interactions sont analysées à travers l'évolution des stocks et des flux.	Peut être appliqué à n'importe quelle échelle mais les échelles régionales et nationales sont plus spécifiquement ciblées.
DPSIR = Driver, Pressure, State, Impact, Response	S -> N	Les activités humaines génèrent des pressions sur l'environnement. La fragilisation des écosystèmes se répercute sur les activités qui les exploitent (baisse des ressources, dégradation de la qualité des eaux...).	Les dynamiques sont traitées implicitement à travers la mesure de l'état de l'environnement dans le temps.	Peut être appliqué à n'importe quelle échelle. Aucune interaction entre les échelles spatiales.
Turners Vulnerability Framework	N -> S	Le système social est influencé par le système écologique à travers les risques environnementaux.	Les dynamiques résultent des interactions entre 3 composantes associées au risque : l'exposition, la sensibilité et l'adaptation de la société.	Échelle locale. Les interactions entre plusieurs échelles spatiales ne sont pas prises en compte.

Figure 1 : Cadres conceptuels de l'approche systémique des interactions Homme/milieu (d'après Binder et al., 2013) (S = Société ; N = Nature)

Ce constat est lié à la complexité des interactions entre les dynamiques anthropiques et naturelles qui intègrent plusieurs niveaux d'organisation correspondant à différentes échelles spatio-temporelles (par exemple, les échanges de flux de matières ou d'énergie sont souvent restitués à des niveaux d'agrégation élevés alors que les interactions physiques interviennent à des échelles locales). Pour les appréhender, l'enjeu principal est donc de parvenir à développer des structures de modélisation capable de simuler la dynamique d'un système dans son ensemble. Cet objectif ambitieux implique d'être en mesure de modéliser les échanges horizontaux (à l'intérieur d'un même niveau d'échelle) et verticaux (entre différentes échelles) qui structurent ces interactions Homme/milieu (Chavalarias *et al.*, 2009).

1.1 Quelles approches pour quels besoins ?

L'analyse de systèmes socio-écologiques est de plus en plus souvent abordée avec des modèles en raison de leurs multiples sources de complexité : interactions bi-directionnelles, rétroactions entre les systèmes sociaux et écologiques, processus se déroulant à plusieurs échelles, liens entre différents niveaux d'agrégation... (Martin et Schlüter, 2015) .

En 2013, Kelly et consorts ont proposé une revue des différentes approches de modélisation adaptées à l'évaluation intégrée de l'environnement (Kelly (Letcher) *et al.*, 2013). Cette réflexion contextualise les apports de cinq types de modèles pour caractériser les relations entre les composantes sociales et environnementales dans la perspective d'améliorer la compréhension du fonctionnement des systèmes étudiés et de faciliter la mise en œuvre de démarches concertées. La figure 2 synthétise les principales caractéristiques de ces approches.

Type d'approche	Applications concernées	Type de données utilisées	Gestion de la dimension spatiale	Gestion de la dimension temporelle
Modèles de dynamique des systèmes	Compréhension des systèmes par l'analyse des interactions entre leurs différentes composantes.	Quantitatives	Rarement prise en compte ou de manière agrégée.	Temps discret.
Réseaux bayésiens	Aide à la prise de décision et à la gestion en situation d'incertitude.	Quantitatives et qualitatives	Pas de prise en compte explicite.	Temps discret / continu.
Modèles multi-agents	Analyse des interactions entre entités autonomes d'un système.	Quantitatives	Intégration de différentes échelles spatiales possibles.	Ordonnancement des agents.
Systèmes experts	Aide à la prise de décision et à la gestion.	Quantitatives et qualitatives	Pas de prise en compte explicite.	Non prise en compte du temps à l'exception d'approches prévisionnelles.
Modèles couplés	Modélisation intégrées de différentes composantes d'un système	Quantitatives (le plus souvent) et qualitative	Intégration de différentes échelles spatiales possibles.	Dépend du type de modèles utilisés et du niveau de couplage (faible à intégré).

Figure 2 : principales approches de modélisation pour aborder les interactions Homme/milieu (d'après (Kelly (Letcher) *et al.*, 2013).

Les rubriques renseignées permettent de classer les modèles en fonction du type d'applications concernées, du type de données utilisées et des modalités de gestion des dimensions spatiales et temporelles. Une rapide synthèse des différentes méthodes montre que les modèles de dynamique des systèmes, les modèles couplés et les modèle multi-agents s'avèrent plutôt adaptés à l'analyse des interactions entre les différentes

composantes des SES tandis que les réseaux bayésiens et les systèmes experts sont majoritairement tournés vers l'optimisation de choix de gestion.

Les modèles de dynamique des systèmes s'appuient sur la formalisation explicite des boucles de rétroaction entre les composantes du système étudié (Stave et Kopainsky, 2017). Ils mobilisent un langage graphique de modélisation (comme celui de STELLA ou d'EXTENDSIM par exemple) et assimilent les interactions à des échanges de flux entre les composantes anthropique et environnementale. Appliquées à la gestion de ressources (Qin et al., 2011) ou d'espace sous contraintes comme les zones côtières (Chang *et al.*, 2008 ; Ballé-Béganton *et al.*, 2010), ces approches visent à étudier le fonctionnement d'un système complexe et à analyser son évolution au regard de la variabilité des échanges de flux. L'intégration de la dimension spatiale reste complexe à mettre en œuvre en raison de la structure compartimentée du modèle (les flux sont calculés à l'échelle de chaque composante du système sans que celle-ci soit systématiquement rattachée à une entité spatiale).

Les réseaux bayésiens sont fondés sur une implémentation probabiliste des relations entre les composantes des SES. Ils ont vocation à explorer des solutions de gestion en situation d'incertitude (Kelly (Letcher) et al., 2013). Appliqués au domaine halieutique, ils ont montrés leur aptitude à évaluer les politiques de gestion des pêcheries (Levontin *et al.*, 2011; Naranjo-Madrigal *et al.*, 2015). Ils apportent dans ce contexte une dimension prospective à l'analyse des interactions entre activités de pêche et ressources en projetant des évolutions possibles à partir de différents scénarios (Trifonova *et al.*, 2017). Bien que l'approche par les réseaux bayésiens permette de considérer les dimensions spatiales et temporelles, son application à des problématiques nécessitant d'intégrer ces dimensions de manière explicite reste très rare et s'effectue le plus souvent par couplage avec d'autres méthodes de modélisation (Chee *et al.*, 2016).

Les modèles multi-agents analysent le fonctionnement d'un SES à travers l'étude des interactions entre les dynamiques sociales et écologiques (Bousquet, 2001 ; Bousquet et Le Page C., 2004 ; Schlüter *et al.*, 2014 ; Le Page, 2017). Ils s'appuient sur une modélisation distribuée où les composantes sont représentées sous la forme d'entités autonomes (agents) qui interagissent entre elles (Ferber, 1995 ; Weiss, 2013). Plusieurs plateformes de modélisation dédiées comme NetLogo², Repast³, Cormas⁴ ou GAMA⁵ fournissent un environnement de développement adapté à ce paradigme. Les agents peuvent prendre des formes individuelles ou collectives très diverses (un pêcheur, un bateau, une ressource benthique, une association interprofessionnelle...). Les dimensions spatiales et temporelles sont intrinsèques aux modèles multi-agents car elles permettent de construire un environnement de simulation virtuel, implicite ou explicite (Le Page, 2017) et de synchroniser les différents processus modélisés à l'aide d'un ordonnanceur (Wooldridge, 2009). Au regard de leur flexibilité scalaire et de la possibilité d'implémenter les dynamiques anthropiques et naturelles à différents niveaux d'abstraction, les systèmes multi-agents ont démontré leur aptitude à aborder des systèmes d'interactions complexes (Filatova *et al.*, 2013).

Les systèmes experts également appelés systèmes à bases de connaissances (Knowledge Based System) s'appliquent à modéliser la notion d'expertise. Ils se fondent sur une synthèse combinatoire de procédures déductives orientée vers l'appui technique, le diagnostic et l'aide à la décision. Dans le domaine environnemental, les systèmes experts concernent plus spécifiquement la gestion des milieux naturels (Marsili-Libelli, 2004 ; Ferraro, 2009 ; Safavi *et al.*, 2015). Les applications intégrées mêlant les composantes anthropiques et naturelles restent rares en raison de la difficulté de proposer une expertise multi-paramètres. Sur le plan temporel, les systèmes experts restent souvent statiques même si des

² CCL, <http://ccl.northwestern.edu/netlogo>

³ Argonne National Laboratory, <http://repast.sourceforge.net>

⁴ Cirad, <http://cormas.cirad.fr>

⁵ UMMISCO, <http://gama-platform.org>

expérimentations ont tenté de décomposer en séquence temporelle les chaînes de décision. Sur le plan spatial, des couplages entre systèmes experts et SIG ont également permis d'intégrer des données géolocalisées (Christ *et al.*, 2000 ; Herrero-Jiménez, 2012). Ces approches restent cependant marginales.

Les modèles couplés résultent d'une combinaison d'approches visant à produire une modélisation intégrée des SES (Kelly (Letcher) *et al.*, 2013). Ils permettent notamment d'associer des modèles disciplinaires souvent spécifiques à l'étude d'un ou plusieurs processus au sein d'une démarche systémique globale. Ce couplage peut résulter de l'association de paradigmes complémentaires qui apporte une solution combinant les avantages des approches décrites ci-dessus (Martin et Schlüter, 2015 ; Pope et Gimblett, 2015 ; Drogoul *et al.*, 2016).

Malgré la diversité des environnements de modélisation et la richesse de spécifications proposées pour décrire les interactions Homme/milieu, la restitution spatio-temporelle de ces interactions reste un verrou scientifique important dans les approches socio-écosystémiques. De nombreux auteurs ont en effet montré que la mise en cohérence des échelles spatiales et temporelles était à la fois un point clé et l'un des principaux écueils pour restituer la variabilité des signaux anthropiques et environnementaux dans les modèles (Liu *et al.*, 2007 ; Filatova, 2013 ; Truong, 2015). La dynamique de l'écosystème n'est pas toujours synchronisée avec l'évolution des activités humaines mais obéit à des cycles complexes qui restent particulièrement difficiles à modéliser. Les recherches en science de l'environnement abondent en ce sens et montrent que les principales limites sont inhérentes aux difficultés de simplifier des processus naturels complexes au sein d'un modèle (Levin, 1998 ; Pascual, 2005 ; Leles *et al.*, 2016 ; Shimoda et Arhonditsis, 2016).

La prise en compte de la désynchronisation des signaux anthropiques et environnementaux est fondamentale pour comprendre les dynamiques naturelles qui sont influencées par l'Homme mais qui ont un temps de latence relativement important (Liu *et al.*, 2007). De nombreux exemples témoignent de ce décalage qui, par exemple, rend difficile de calculer la réponse des bassins versants aux changements d'intensité des activités agricoles (Durand *et al.*, 2011 ; Pinay *et al.*, 2017) ou d'évaluer l'impact de la pêche sur les stocks pélagiques et benthiques (Pasquaud *et al.*, 2013 ; Denderen *et al.*, 2015). Ces recherches montrent que les liens entre variabilité des conditions de l'environnement et changement d'intensité des activités humaines sont difficiles à caractériser. Même si des avancées considérables dans le domaine de l'intelligence artificielle distribuée ont permis une large diffusion de modèles multi-agents adaptés à la simulation des interactions Homme/milieu, la gestion de données spatio-temporelles hétérogènes reste une limite importante de ces outils. Dans ce contexte, la définition de cadres méthodologiques permettant une intégration explicite des dimensions spatiales et temporelles représente une question centrale.

1.2 Approche spatio-temporelle des interactions Homme/milieu

Le développement de modèles approchant dynamiquement les interactions nature/société nécessite de prendre en compte le caractère multiscalaire de ces interactions, tant sur le plan spatial que temporel. Cette variabilité des échelles de temps et d'espace agit directement sur la nature et l'intensité des interactions. De ce fait, les échelles spatiales et temporelles sont intimement connectées à partir du moment où chaque pas de temps suggère un état physiognomique de l'espace et des objets qu'il englobe.

Cette manière de considérer conjointement les dimensions spatiales et temporelles renvoie à la notion d'orthogonalité où l'évolution de la nature et de la structure d'une entité spatiale est associée à une échelle de temps qui détermine un changement d'état (Claramunt *et al.*, 1999 ; Parent *et al.*, 2006).

1.2.1 Intégration de la composante temporelle

Le temps représente un élément central dans toute approche de modélisation dynamique. Cette remarque vaut tout particulièrement pour l'analyse des relations Homme/milieu en raison de la forte variabilité des

processus en action. La dimension temporelle peut être appréhendée de manière linéaire (pour les phénomènes ayant un déroulement chronologique) ou discontinue (pour les phénomènes cycliques ou aléatoires) (Muxart *et al.*, 1992 ; Pinet, 2012).

De nombreux auteurs ont montré que la linéarité du temps n'était pas un phénomène universel (Gould, 1987 ; Stonebraker *et al.*, 1990 ; Snodgrass, 1992). Dans ces travaux la dimension temporelle est considérée comme une concaténation de cycles de durée variable en fonction des agents qu'ils décrivent (Allen, 1991). La modélisation des interactions Homme/milieu nécessite de combiner ces cycles temporels de durée variable pour intégrer les visions linéaire et alternative du temps et considérer les notions de continuité et de rupture. La modélisation des relations société/paysage demande par exemple l'intégration simultanée d'une dimension temporelle continue illustrant l'évolution naturelle du milieu et d'une dimension cyclique décrivant les différents stades d'évolution d'unités paysagères aménagées par l'Homme.

Les séquencements temporels représentent donc une clé formelle des modèles dans la mesure où ils permettent à la fois de décomposer les dynamiques naturelles et anthropiques mais également de définir des niveaux d'agrégation en tenant compte du caractère graduel ou instantané du temps. Les modèles dynamiques s'intéressant aux interactions Homme/milieu ont ainsi convergé vers une segmentation discrétisée du temps via une décomposition en pas de temps ou événements discrets (Taillandier, 2015). Le traitement d'occurrences temporelles complexes peut également faire l'objet d'une formalisation explicite. Faucher et collaborateurs ont notamment proposé un modèle temporel permettant de définir des règles d'occurrences composites pour caractériser le déroulement des activités de pêche à pied (Faucher *et al.*, 2010).

1.2.2 Intégration de la composante spatiale

Compte tenu de la complexité des interactions spatiales entre les composantes anthropiques et naturelles les approches de modélisation ont longtemps considéré l'espace de manière statique. Le basculement vers des méthodes de modélisation spatialisées et dynamiques a été rendu possible par l'uniformisation des langages de spécification, l'introduction de la composante spatiale dans les modèles objets et les progrès considérables des outils de traitement de l'information géographique numérique. L'émergence des approches à bases d'automates cellulaires et de modèles multi-agents a également largement contribué à l'essor de la modélisation dynamique et spatialisée de systèmes complexes. Les systèmes d'information géographique ont ainsi été progressivement intégrés dans la démarche globale de conceptualisation des modèles jusqu'à jouer un rôle prépondérant dans la construction d'espace de simulation spatialement explicites (Tissot *et al.*, 2008 ; Houet, 2015). Le couplage de SIG avec des modèles s'est ainsi développé dans une double perspective : une meilleure intégration de la dimension spatiale dans les plateformes de modélisation d'une part (Tissot et Cuq, 2004) et, d'autre part, la prise en compte du temps dans les SIG (Langran, 1993 ; Cheylan *et al.*, 1994 ; Zoghلامي, 2013).

Les SIG interviennent à deux niveaux dans la modélisation. L'information géographique est utilisée dans l'initialisation et la calibration des modèles afin de garantir un forçage pertinent et des résultats vraisemblables. Puis l'information géographique numérique intervient en phase de validation des modèles car le SIG peut gérer des séries de données spatiales nécessaires à l'analyse de l'évolution du système étudié (Tissot *et al.*, 2006 ; Le Tixerant *et al.*, 2011). Cette structuration peut ainsi évoluer vers un véritable interfaçage modèle/SIG permettant d'établir un couplage rétroactif entre modèles temporels et forçages spatiaux (Faucher *et al.*, 2010). Les plateformes de modélisation à l'architecture très intégrée permettent ainsi de réaliser des simulations spatialement explicites tenant compte des propriétés récursives des interactions nature/société. Ainsi, de nombreux environnements de simulation sont passés d'une approche dirigée par les modèles à une approche dirigée par les données (Truong, 2015).

Dans ce contexte, de nombreuses plateformes multi-agents comme NetLogo ou RePast offrent désormais la possibilité d'intégrer de l'information géographique numérique via des modules dédiés. De nouveaux environnements de développement comme GAMA (Drogoul *et al.*, 2013) ou MAGEO (Langlois *et al.*, 2015) vont plus loin en proposant de considérer la structure des objets spatiaux et leurs relations topologiques. Les démarches mises en œuvre ne sont donc plus seulement analytiques, elles deviennent exploratoires notamment via le développement de modèles contraints capables de restituer la dynamique des interactions nature/société à partir de boucles de rétroaction. L'organisation et l'échange d'informations spatialisées mais surtout la mise en cohérence des échelles spatiales et temporelles dans les modèles représentent donc un enjeu méthodologique majeur.

1.2.3 Granularité spatio-temporelle

Définir la granularité spatiale nécessaire à la modélisation d'un phénomène est un des points clés et un préalable indispensable à la construction d'un modèle sous contraintes spatio-temporelles (Quijano-Gil *et al.*, 2010). Une pratique couramment utilisée et relativement intuitive est de considérer le plus petit dénominateur commun des objets manipulés comme l'unité spatiale de référence du modèle. Il en va de même pour le pas de temps de simulation. Si, dans de nombreuses applications cette démarche donne de bons résultats, elle a l'inconvénient d'amener potentiellement à manipuler des objets dont la dynamique n'est pas connue ou sans réalité tangible. Par exemple, pour les activités marines, la connaissance d'une pratique à l'échelle de la journée ne permet pas forcément de savoir quel est son déroulement horaire.

Dans ce contexte, il s'avère nécessaire de mobiliser des procédures d'agrégation et de désagrégation permettant de disposer de données en adéquation avec l'échelle de travail des différents modèles utilisés. Cet objectif pose d'importantes questions méthodologiques concernant la réalisation de transferts d'échelle au sein des modèles. Les contributions scientifiques traitant de ce type de démarche mettent en avant la complexité des procédures à mettre en œuvre (Gotway et Young, 2002 ; Duboz, 2004) ainsi que le risque de perte de cohérence des données lors d'un changement d'échelle (Openshaw, 1984 ; Nelson and Brewer, 2017). Pour répondre à cette problématique, deux méthodes que l'on a tendance à opposer (alors que de mon point de vue elles sont complémentaires) peuvent être proposées.

La première s'appuie sur une modélisation multi-échelle généralement fondée sur une approche ascendante. L'objectif est de répondre à une problématique globale à partir d'un modèle à granularité fine dont les résultats sont agrégés soit de manière explicite (modélisations emboîtées), soit sous forme paramétrisée. Cette technique est fréquemment utilisée dans les approches multi-agents où l'on utilise des processus d'émergence pour créer une organisation dynamique de niveau supérieur (Sanders, 2001 ; Hassoumi, 2015). L'intérêt de cette modélisation multi-échelle est de pouvoir prendre en compte les interactions entre objets d'une même échelle mais également entre les différentes échelles d'un système complexe (Picault *et al.*, 2010).

La seconde méthode se base sur une modélisation multi-niveau qui spécifie les granularités, les abstractions manipulées et les positions des niveaux dans la hiérarchie globale du système (Sanders, 2001). Un niveau correspondra ainsi généralement à l'ensemble des entités dont les dimensions ou le temps d'évolution sont d'un ordre de grandeur identique ou comparable. Cette vision plus englobante est largement préférée par la communauté informatique car elle renvoie directement à des abstractions explicites dans le modèle (Varenne, 2009).

Quelle que soit l'approche privilégiée, la capacité des modèles à intégrer explicitement des données hétérogènes peut être améliorée par une organisation formalisée des données en fonction de leurs propriétés spatiales et temporelles.

1.2.4 Formalisation des dimensions spatio-temporelles

La formalisation rigoureuse des propriétés spatio-temporelles d'un espace de simulation et des éléments qui le composent représente une étape conceptuelle importante dans la constitution de modèles destinés à rendre compte de la nature et de l'intensité des relations Homme/milieu. Dans la perspective de rendre les modèles plus efficaces dans la gestion de l'information géographique, de nombreux formalismes de type entité-relation ou orientés objets ont été proposés (Pinet, 2012). Ils fournissent un ensemble de spécifications graphiques permettant de caractériser les entités géographiques sur le plan spatial et temporel (figure 3). Les deux approches les plus répandues, MADS (Modeling of Application Data with Spatiotemporal features, Parent *et al.*, 2006) et Perceptory (Bédard *et al.*, 2004) formalisent ces propriétés à différents niveaux dans la modélisation, tant au niveau des classes et associations qu'au niveau des objets (Zoghliami, 2013).

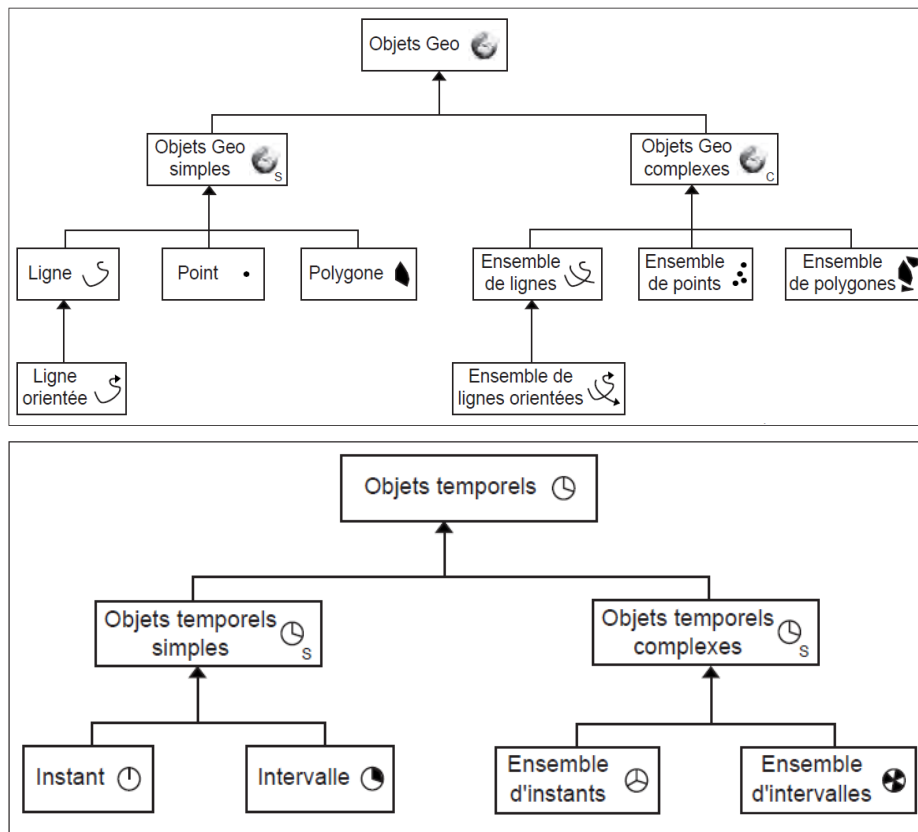


Figure 3 : Typologie des géométries et des temporalités des objets géographiques (D'après Parent & al., 2006).

La spécification des relations entre objets dans l'espace et dans le temps montre une forte analogie (Touzani *et al.*, 2016). Elle s'appuie sur des concepts spatio-temporels utilisés de manière unitaire ou combiné (Claramunt, 2001 ; Mathian et Sanders, 2014). Ces structures offrent l'avantage de pouvoir spécifier de manière détaillée les propriétés géographiques et temporelles d'entités ou d'objets ainsi que les interactions entre les différents processus décrits. Il en résulte une simplification de l'information géographique via l'exploitation de la structure topologique des primitives graphiques (point, ligne, surface). Les expérimentations conduites par Parent et consorts ont ainsi montré que l'utilisation de formalismes spécifiquement dédiés à l'information spatialisées permettait de réduire de 22% le nombre d'entités et de relations sans aucune perte au niveau sémantique (Parent, 1998). En s'appuyant sur des procédures normalisées via l'utilisation d'UML (Unified Modeling Language) ces méthodes de formalisation permettent d'entretenir la cohérence d'une approche objet depuis la conception jusqu'à l'implémentation d'une Base de Données Spatio-Temporelles (Tillier, 2011).

La synthèse de ces contextes conceptuels, méthodologiques et formels de la modélisation des interactions Homme/milieu aboutit à identifier deux enjeux de recherche.

Le premier concerne la manière d'aborder ces interactions. La plupart des cadres conceptuels proposés considère la dimension anthropique comme un forçage de la dynamique environnementale. Cette vision est, de mon point de vue, extrêmement limitante car elle conduit à une intégration très agrégée des activités humaines (le plus souvent sous la forme d'un flux ou d'une atteinte à un service écologique) qui ne tient pas compte de la variabilité spatio-temporelle de leur déroulement et de leurs impacts potentiels. Ce constat résulte en grande partie de la forte agrégation des bases de données disponibles pour quantifier et caractériser le déroulement et les changements d'intensité des activités anthropiques. Il apparaît ainsi utile de développer des méthodes de modélisation permettant de désagréger ces informations.

Le deuxième enjeu est associé à la construction d'approches permettant de simuler la variabilité spatio-temporelle des interactions Homme/milieu. L'examen des différentes méthodes utilisées par la communauté scientifique montre que les modèles multi-agents proposent un paradigme particulièrement adapté à cet objectif (Le Page *et al.*, 2013). Ils restent néanmoins perfectibles dans la gestion des données spatio-temporelles complexes et peuvent être améliorés par couplage avec des outils dédiés (Truong, 2015). La mise en œuvre d'approches de modélisation favorisant ce couplage représente donc un axe de développement pertinent pour aboutir à des modélisations spatialement explicites des interactions entre les activités anthropiques et les milieux qu'elles exploitent.

2. Positionnement de mes travaux de recherche dans ce contexte général : l'approche Dynamique des Activités HUmaines (DAHU)

Sur le plan conceptuel, mes recherches s'appuient sur une vision anthroposystémique des interactions Homme/milieu. Le concept d'anthroposystème se fonde sur l'analyse de la structure et du fonctionnement des systèmes complexes en considérant l'Homme comme un facteur prépondérant de la dynamique des écosystèmes et de la biosphère (Lévêque, 2001). Il se base sur une vision de systèmes humains et naturels couplés, similaire à celle proposée par Liu et consorts (Liu *et al.*, 2006). Il intègre une dimension temporelle et une dimension spatiale qui hiérarchisent une utilisation fonctionnelle des milieux naturels. S'intéresser aux anthroposystèmes suppose donc la capacité à réaliser une analyse intégrant la diversité d'échelles associées à ces deux composantes.

Les différents cadres conceptuels présentés au début de ce chapitre montrent que la principale difficulté de la modélisation des interactions Homme/milieu réside justement dans la prise en compte de cette diversité. La plupart des expériences de modélisation reste fixée sur une seule résolution spatio-temporelle qui rend difficile la prise en compte de certaines interactions complexes (interactions indirectes, interactions propagées à un ou plusieurs niveaux d'échelles). Elles posent en cela la question des modalités d'intégration des données spatio-temporelles au sein de modèles destinés à fournir une vision dynamique de l'impact des activités anthropiques sur un territoire.

C'est précisément dans cette perspective que se place le volet méthodologique de mes travaux de recherche. Ils visent à développer des approches capables d'établir un lien tangible entre la variabilité des activités anthropiques et les changements inter et intra-annuels observés au niveau des écosystèmes dans lesquels elles évoluent. Ils se concrétisent par le développement de structures de modélisation couplant des outils classiquement utilisés en géomatique avec des modèles à intelligence artificielle distribuée.

Sur le plan méthodologique, mes travaux s'appuient sur le paradigme multi-agent pour construire une approche de modélisation spécifiquement dédiée à la simulation du déroulement d'activités anthropiques produisant ou exploitant une ressource. Cette démarche baptisée DAHU (Dynamique des Activités HUmaines) s'intéresse à l'étude de différents types d'interactions entre des activités anthropiques et leur environnement. Ces interactions peuvent être directes, dans le cas du prélèvement d'une ressource par exemple ; indirectes, dans le cas d'un impact pouvant se répercuter sur différentes composantes de l'environnement ou d'autres activités ; ou propagées, lorsqu'une perturbation se répercute à plusieurs niveaux d'échelles.

DAHU est au départ une plateforme de simulation générique fondée sur le couplage de modèles quantitatifs avec des systèmes d'information géographique. Initiée dans la cadre de ma thèse, la structure initiale a profondément évolué au fil des années, passant d'une implémentation en C++ puis en Java, pour être progressivement intégrée dans des environnements de développement plus communautaires comme Netlogo ou GAMA. Plus qu'un modèle spécifique, DAHU est devenu, au fil des expérimentations, une méthode de modélisation appliquée à des problématiques très diverses qui sont exposées dans les chapitres 2 et 3 de cette HDR.

2.1 Concepts généraux

La modélisation quantitative repose sur une approche déterministe qu'il est quasiment impossible d'utiliser pour décrire ou simuler les processus de décision ou d'adaptation des sociétés humaines face aux changements de l'environnement dans lequel elles évoluent. Il apparaît donc utile de développer une voie intermédiaire entre l'approche déterministe quantitative et la modélisation des processus d'évolution à long terme des sociétés humaines dans le but d'établir un lien entre ces deux approches. Cette voie intermédiaire fonde l'approche développée par DAHU. Elle consiste à employer une démarche quasi-déterministe fondée

sur la simulation des activités humaines sous contraintes d'environnement, mobilisant des modèles à base d'agents couplés à des bases d'information spatio-temporelles.

Cette démarche se fonde sur deux piliers méthodologiques. Le premier est de considérer que les activités humaines productivistes évoluent par paliers successifs en fonction des progrès techniques et de l'évolution des contraintes qui en encadrent la pratique. En dehors de ces périodes d'évolution, le déroulement de ces activités peut être abordé de manière quasi-déterministe car la variabilité des processus relève d'orientations de productions qui peuvent être décrites précisément.

Le second pilier est de considérer que l'espace de déroulement des activités modélisées peut être intégré comme une variable de forçage résultant d'une combinaison de contraintes spatio-temporelles hétérogènes. Dans ce contexte, les changements d'intensités et la variabilité de l'impact des activités dépendent de cette combinaison plus ou moins complexe.

La mise en relation de ces deux piliers méthodologiques aboutit à un environnement de simulation pouvant intégrer des contraintes spatio-temporelles multi-sources et multi-échelles en tant que variables de forçage au sein de modèles agents contraints (figure 4).

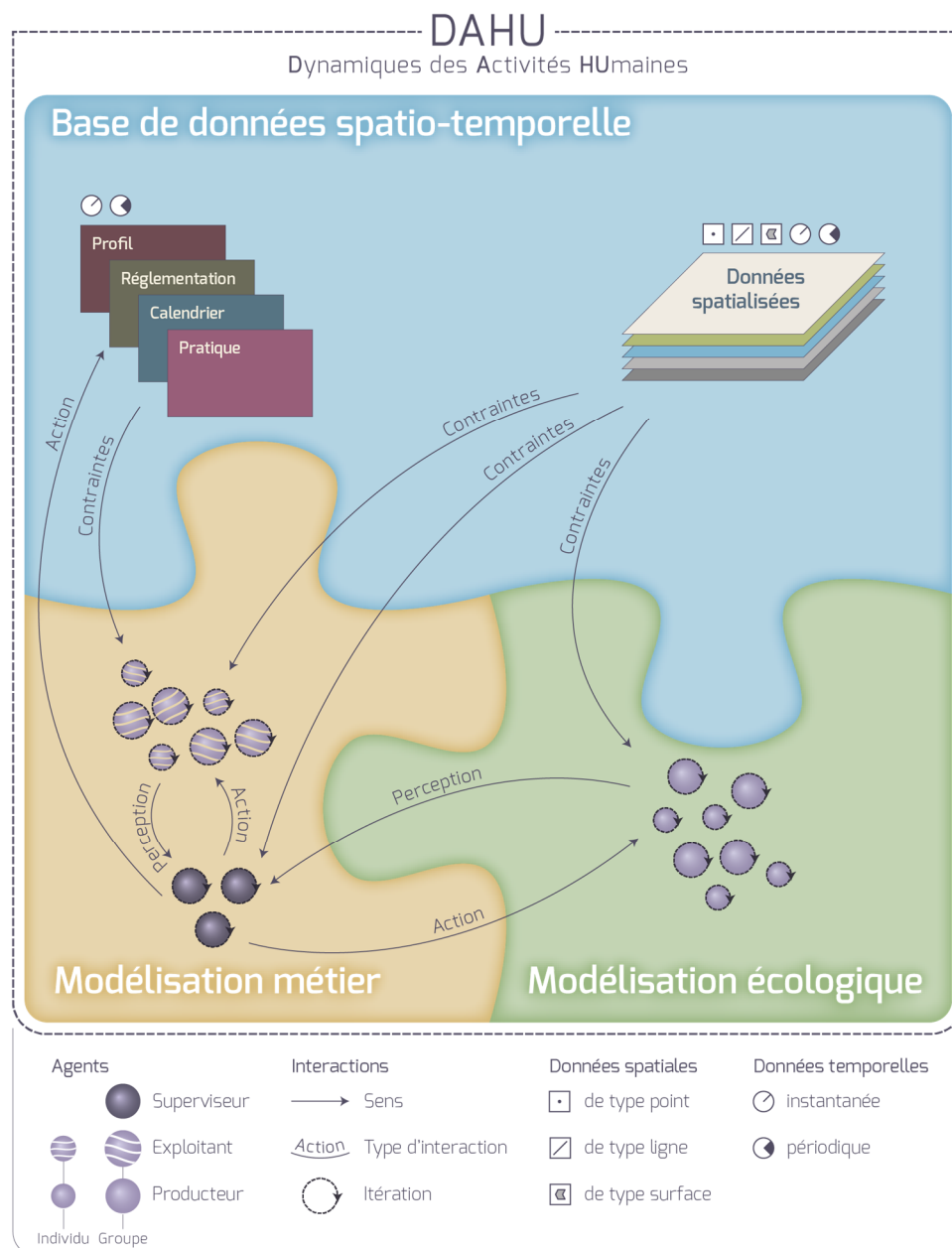


Figure 4 : Schéma général de l'approche DAHU

Cette démarche répond au besoin de formaliser de manière explicite les relations spatio-temporelles entre des entités spatiales, des processus environnementaux et des activités simulées.

Trois types d'agents permettent de hiérarchiser les relations entre les activités anthropiques et leur environnement :

- les Agents *Superviseur* représentent les structures de régulation. Ils orientent et contrôlent le bon déroulement des activités en fixant des règles d'exécution qui peuvent être modifiées en fonction d'indicateurs qualitatifs (conformité d'un produit agricole par rapport à un cahier des charges par exemple) ou quantitatifs (quantité de ressource prélevée par exemple),
- les Agents *Exploitant* restituent le déroulement des pratiques associées à chaque activité. Ils possèdent des objectifs et élaborent une stratégie en fonction des contraintes d'environnement et de l'état de la ressource qu'ils exploitent,
- les Agents *Production* ont pour objectif de produire des ressources dans un environnement contraint. Ils représentent l'élément central de l'approche car ils déterminent la nature et la qualité des ressources disponibles pour les Agents *Exploitants*. Ils jouent donc un rôle essentiel dans la stratégie des Agents *Exploitants* et dans l'attitude des Agents *Superviseurs* qui, en fonction de l'état de cette ressource ou de son environnement, peuvent prendre des mesures d'adaptation.

A partir de ces classes d'agents génériques, les développements réalisés visent à reconstituer des modèles d'activités en les plaçant dans un environnement contraint. Les contraintes sont calculées à partir d'un assemblage de filtres spatio-temporels qui permettent de connaître les zones, périodes d'occurrences et modalités de pratique potentielle des activités. Cet assemblage est réalisé à partir de requêtes spatio-temporelles intégrant des analyses spatiales plus ou moins complexes qui déterminent les contraintes socio-juridiques et environnementales imposées aux agents pour un pas de temps ou une période déterminée. Les interactions entre agents et entre agents et environnement peuvent être analysées sous différents angles en fonction de la problématique abordée. Selon le cas d'utilisation choisi, le modèle exploite les relations entre les agents *Production*, *Exploitant* et *Superviseur* de manières différentes.

Si l'on se focalise sur l'exploitation de ressources marines comme la pêche par exemple, les agents pourraient être implémentés de la manière suivante. La ressource serait modélisée au niveau de l'agent *Production*, de manière simple sous la forme d'une quantité de biomasse exploitable (qui peut ou non se reconstituer) ou plus complexe, à partir d'un modèle biologique simulant l'évolution d'une espèce. L'exploitation de cette ressource (assurée par un agent *Exploitant* de type pêcheur) peut être ou non contrôlée par un agent *Superviseur* (de type comité des pêches) dont le rôle serait d'administrer l'activité selon différents critères économiques (effort de pêche, prix de la licence, coût de gestion de la pêcherie...) et/ou environnementaux (impact de l'engin de pêche sur les habitats, diversité spécifique...). Dans cette configuration, les interactions sont mesurées à trois niveaux : l'impact de la pêche sur la ressource, l'influence des conditions bioclimatiques sur la dynamique de l'espèce concernée, et les implications de la variabilité du stock sur la stratégie des pêcheurs et des superviseurs de l'activité.

2.2 Formalisation d'archétypes de production

La spécificité de DAHU est de baser l'ensemble de la démarche de modélisation sur la description technique d'activités humaines. Cette phase descriptive est réalisée à l'issue d'une démarche d'inventaire permettant d'aboutir à une typologie hiérarchique des activités. Cette première étape vise à déterminer des clefs d'agrégation et de désagrégation permettant de passer de la notion d'activité individuelle (élevages d'huîtres creuses en surélévation par exemple) à celle de groupe (élevage ostréicole). La détermination de ces deux échelons complémentaires est envisagée dans l'optique d'introduire différents niveaux d'abstraction dans le modèle en fonction des sources de données disponibles et des sites d'étude envisagés.

Au niveau le plus fin, l'objectif est de constituer une série d'archétypes⁶ intégrant l'ensemble des propriétés relatives aux orientations de production et aux niveaux d'organisation spatiale qui leur sont associés. La dimension cyclique des activités de production est reconstituée à partir d'une procédure de désagrégation temporelle permettant de transformer une description linéaire en un processus autonome assimilable à un agent. La fonction d'autonomie signifie que chaque activité modélisée par un archétype correspond à une entité individualisée régie par des règles de fonctionnement qui lui sont propres.

Ces "agents archétypiques" poursuivent un objectif de fonctionnement économique optimal. Ce choix peut paraître restrictif mais il répond au besoin de conduire une démarche quasi-déterministe permettant de disposer d'un modèle générique et transposable à différents territoires. Dans cette perspective, seules les activités ayant atteint un stade d'intensification suffisamment avancé sont considérées. Une telle limite s'avère peu contraignante dans une approche environnementale, les activités productivistes ayant généralement le plus fort impact sur le milieu naturel. De plus, cette logique permet de bénéficier de la forte inertie temporelle des activités. Il devient dès lors possible de décomposer le cycle de production de manière relativement simple en utilisant des descripteurs techniques (figure 5).

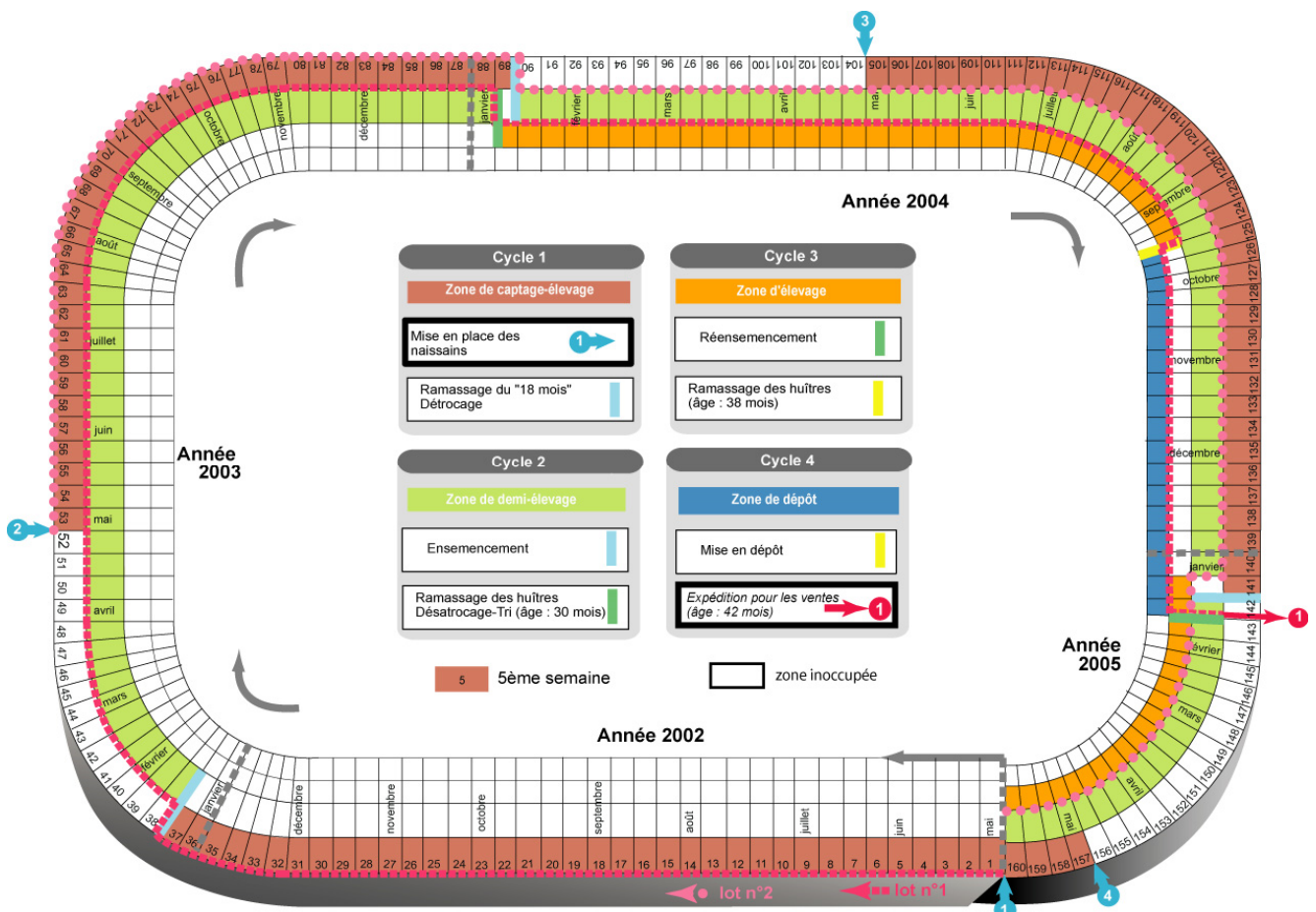


Figure 5 : Archétype de production associé à l'élevage d'huîtres creuses diploïdes *Crassostrea gigas* (Tillier et al., 2011).

Dans le cas de l'élevage d'huîtres creuses par exemple (Figure 5), la production se décompose en quatre cycles distincts au cours desquels les juvéniles mises en concession au début du mois de mai (+/- 15 jours en fonction des conditions météorologiques) passent par différents stades de croissance jusqu'à atteindre une taille suffisante pour leur commercialisation. Chacune de ces étapes se traduit par un changement d'environnement pour les individus présents dans la chaîne de production ostréicole (déplacement d'une

⁶ Modèles invariants contenant un ensemble de descripteurs permettant de qualifier une ou plusieurs activités(s) ayant des procédés de production identiques.

concession à une autre, modification de la densité au sein d'une même concession...). Cette synthèse archétypique permet de reconstituer le fonctionnement de chacune des orientations d'élevage associée aux pratiques aquacoles. Elle permet également de spécifier la période d'équilibrage nécessaire à une activité pour atteindre son plein rendement (entrées = sorties). Concernant le cycle ostréicole de l'huître creuse, elle correspond à 139 semaines, soit environ 1000 jours. Cette donnée est essentielle à la phase de simulation car elle permet de modéliser l'ensemble des effectifs présents dans la zone aquacole à la date de lancement d'une simulation.

2.3 Gestion des dimensions spatio-temporelles

Au cours des développements de DAHU, plusieurs configurations ont été utilisées en fonction des problématiques ciblées et de l'évolution des systèmes de gestion de bases de données qui ont considérablement évolués au cours des quinze dernières années.

Au départ, la mise en correspondance des dimensions spatiale et temporelle a été réalisée via un couplage modèle/SIG. Ce couplage était de type import/export non interactif au sens de la typologie proposée par Pouliot (Pouliot *et al.*, 1998), c'est-à-dire que le SIG et le modèle multi-agent demeuraient indépendants. Les échanges s'effectuaient via le transfert de fichiers formalisés et structurés sans rétroaction. Pour conserver une relation cohérente les classes d'objets du modèle multi-agent ont été enrichies de propriétés spatio-temporelles via l'utilisation des PVL (Plugin for Visual Language) de Perceptory (Bédard *et al.*, 2004). La figure 6 illustre cette spécification dans le cadre d'un modèle appliqué aux activités ostréicoles.

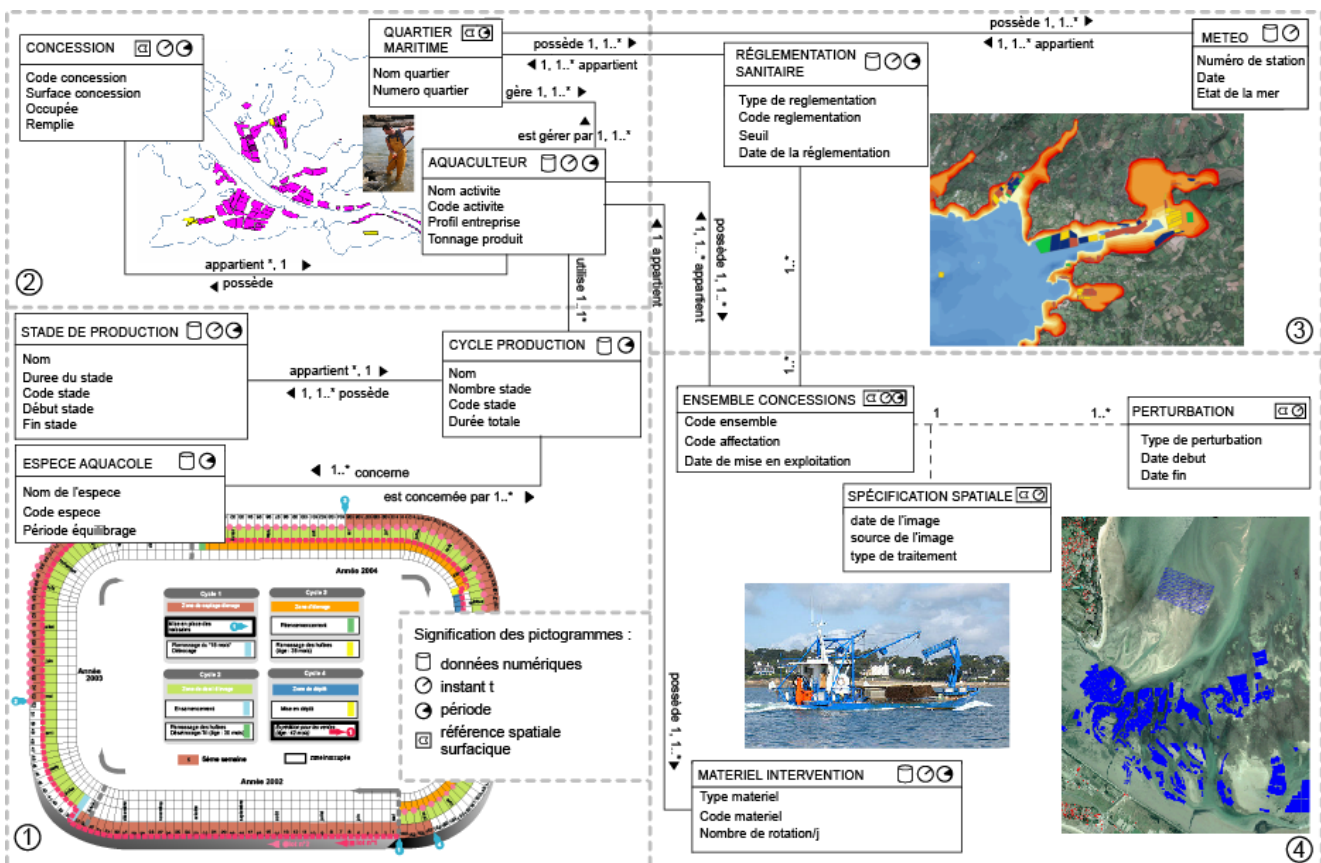


Figure 6 : Diagramme de classe enrichi de stéréotypes spatiaux issus de Perceptory (Tissot *et al.*, 2012)

L'objectif de cette formalisation est de replacer le modèle dans un ensemble cohérent d'informations permettant d'intégrer les données de forçage des agents à une échelle adaptée à leur niveau de spécification et de restituer les interactions Homme/milieu à la résolution spatiale choisie.

Des couplages plus intégrés ont également été mis en œuvre via l'utilisation de classes d'objets spatiaux (Arc Object) qui ont été intégrés dans un prototype baptisé SIMARIS (Tissot et Le Tixerant, 2008 ; Le Tixerant *et al.*, 2011). Cette ergonomie du "tout en un", même si elle proposait un environnement de simulation beaucoup efficace en terme de communication, s'est avérée à l'usage moins performante en raison de la difficulté de gérer les analyses spatiales nécessaire au calcul des contraintes des agents.

L'évolution majeure a été associée à l'externalisation des données dans des Systèmes de Gestion de Base de Données (SGDB) possédant un cartouche spatial comme Postgresql/PostGis (figure 7). Les premiers tests d'implémentation ont été réalisés dès 2008 dans le cadre du projet GERRICO (cf. chapitre 3, partie 3.1). Cette configuration a rapidement montré sa pertinence à la fois dans la gestion des données spatiales et temporelles mais également dans la réduction considérable des temps de calcul des données de calibration et de forçage des modèles à base d'agents.

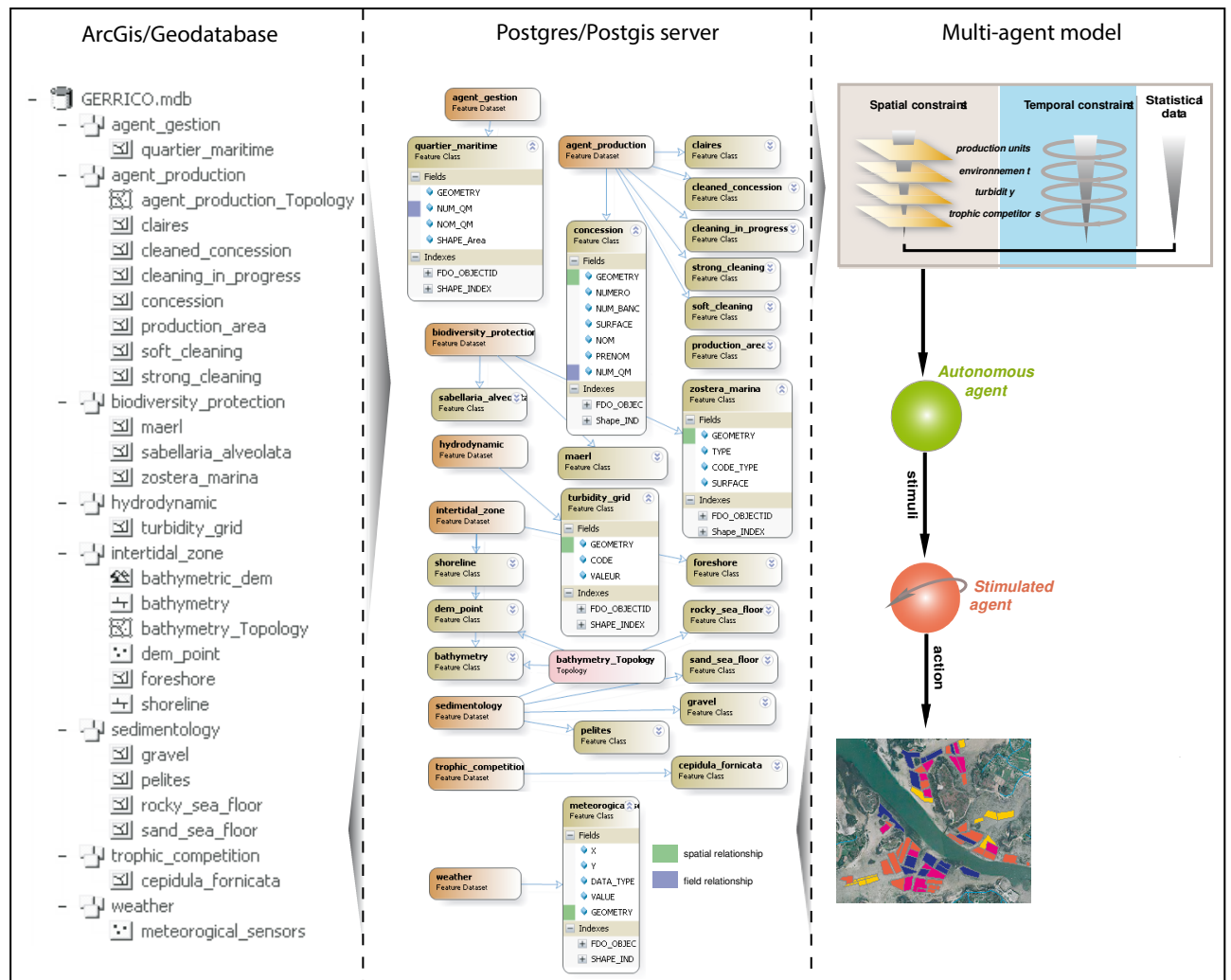


Figure 7 : Organisation des données spatiales associées au modèle DAHU-GERRICO (Tissot *et al.*, 2012)

La prise en compte des propriétés topologiques des objets a largement contribué à ces améliorations. Elle a également permis de restituer les changements de forme des objets géographiques à plusieurs échelles. Par exemple l'abandon ou le changement d'usage de certaines concessions ostréicoles entraîne une modification de l'emprise du banc de production auquel elles sont associées. Cette évolution des entités spatiales peut également affecter la stratégie de l'agent exploitant en termes d'organisation spatiale de son activité.

Enfin, ce couplage avec une base de données à référence spatiale a été utilisé pour établir une relation dynamique modèle/SGDB/SIG via des séquences de requêtes spatio-temporelles permettant de calculer l'ensemble des contraintes de production ou d'exploitation des ressources pour les agents *Production*,

Exploitant et *Superviseur* mais également de produire des couches de synthèses utilisées pour l’affichage des données et la production de cartes.

Sur le plan temporel, chaque activité modélisée obéit à un cycle de fonctionnement spécifique ajusté à partir de filtres techniques, économiques, réglementaires, environnementaux et sociaux. Parallèlement, la variabilité des composantes du milieu implique de diviser le temps en une série d’intervalles plus ou moins longs en fonction des processus qui leur sont associés. L’ensemble de ces phénomènes n’évoluant pas au même rythme, la dimension temporelle est considérée à deux niveaux.

Au niveau des agents, l’option retenue consiste à utiliser une segmentation en temps discret associée aux classes génériques (agent *Producteur*, *Exploitant* ou *Superviseur*) ou sous-classe (agent de production ostréicole par exemple) à laquelle ils appartiennent. Ce mode opératoire permet d’avoir différents niveaux de discrétisation temporelle au sein du même modèle. Par exemple, un cas d’application simulant l’impact des activités de pêche à la drague sur les ressources benthiques peut combiner des pas de temps différents pour caractériser la production de ressources (pas de temps journalier), l’activité de prélèvement proprement dite (de quelques minutes à quelques heures en fonction du type de pêche) et les actions d’encadrement de l’activité (mise à jour annuelle des zones de pêche autorisées).

Au niveau des contraintes temporelles associées au déroulement de l’activité, une séquence de requêtes permet de calculer un calendrier de pratique potentielle. Pour le calcul de contraintes complexes, le recours à des spécifications complémentaires a été testé via un modèle d’occurrences (figure 8). Ce dernier a été développé grâce à une collaboration avec le laboratoire I3i de l’Université de la Rochelle. Il permet de traiter des cas spécifiques qui répondent à des règles difficiles à généraliser.

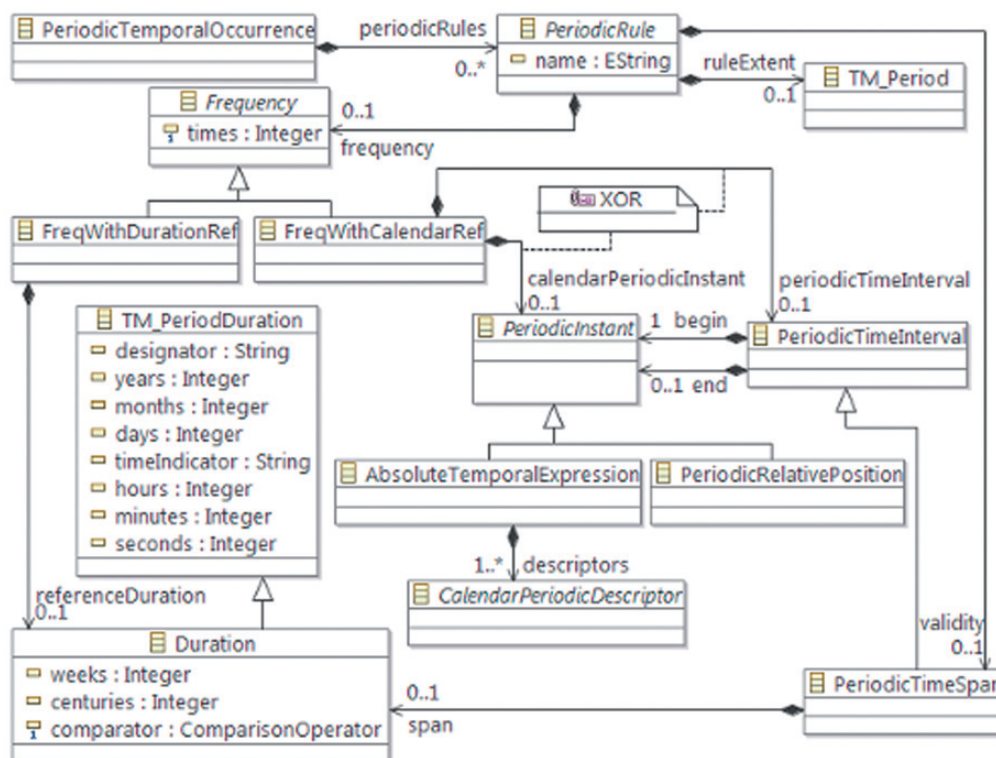


Figure 8 : Structure du modèle temporel permettant de calculer des occurrences de pratiques (Faucher et al., 2010)

Dans ce modèle, l’occurrence de pratique potentielle de l’activité est fixée par une règle qui combine la période pendant laquelle l’activité est possible et la fréquence avec laquelle elle peut être pratiquée.

Par exemple, dans le cas de la pêche à pied sur le gisement classé de Douarnenez-Camaret, la pratique est interdite la nuit entre 21h et 6h et du 1er juillet au 31 août inclus. En dehors de ces périodes, le temps de pêche est limité à 3h avant et après la basse mer selon l’horaire indiqué par l’annuaire des marées. Les

caractéristiques physiques (état de la mer, température) et biologiques (qualité bactériologique de l'eau) s'ajoutent à ces contraintes et limitent les temps de pêche potentielle. Cette modélisation temporelle est relativement complexe car elle nécessite de prendre en compte des occurrences temporelles définies par des dates, des occurrences temporelles périodiques et des exceptions associées à des fermetures administratives des sites de pêche (liées à la mauvaise qualité bactériologique de l'eau). Ainsi, l'utilisation de ce type de modèle permet d'organiser les données temporelles pour calculer des jours de pratiques possibles à partir de règles d'occurrences.

2.4 Gestion des échelles

Les approches de modélisation des socio-écosystèmes souffrent très souvent d'un découpage spatial fixe, très agrégé et difficilement compatible avec des approches régionales ou locales. Une telle limite s'avère préjudiciable à l'ensemble de la démarche car aucun transfert d'échelle n'est possible sans une refonte complète du modèle initial. L'enjeu est donc de parvenir à intégrer simultanément des données à différentes échelles spatio-temporelles pour éviter les fréquentes discordances scalaires résultant du couplage de processus adaptés à des échelles spécifiques (Easterling et Polsky, 2004).

Compte tenu de la diversité des données utiles au forçage des modèles développés dans mes travaux, (données statistiques, informations géographiques numériques de type raster et vecteur, données temporelles) et de l'hétérogénéité des niveaux d'organisation spatiale concernés, la méthodologie développée repose sur une approche à deux entrées :

- une entrée de type descendante, fondée sur une désagrégation spatiale progressive en fonction de seuils fixés par la nature et la précision des variables de forçage utilisées dans les modèles ;
- une entrée de type ascendante, reposant sur une agrégation des sorties des modèles à partir d'un ensemble d'objets géographiques élémentaires identifiés comme homogènes au niveau scalaire le plus fin.

L'approche descendante s'appuie sur une couche d'objets administratifs (district, région, quartier maritime...) pour lesquels des variables socio-économiques sont mobilisables pour la simulation des activités anthropiques. Cette couche administrative sert de niveau de référence à la mise en œuvre de plusieurs phases de désagrégation intégrant des variables d'occupation et d'usage des territoires. L'enchaînement de cette procédure permet de désagréger les résultats des modèles régionaux jusqu'à des objets élémentaires (concession marine, parcelle agricole...).

Concernant l'approche ascendante, l'objectif est de parvenir à étalonner les processus modélisés à partir d'une unité spatiale analogue correspondant au plus petit dénominateur commun à l'ensemble des processus modélisés. Au regard des variables requises pour le forçage spatial des modèles, cette unité élémentaire peut être fondée sur une ou plusieurs entités possédant une même affectation d'usage. Cette échelle d'étalonnage offre l'avantage de pouvoir être déclinée à différents niveaux scalaires. L'objectif est d'étalonner les niveaux d'agrégation nécessaires à la conduite de modélisations emboîtées à partir d'une organisation hiérarchique de l'information. Dans certains cas, l'intégration d'un pourcentage de surface occupée par un même usage permet d'agréger les données produites au niveau d'entités physiques pour lesquelles il est difficile de disposer de données sur les activités anthropiques (bassins versants, masses d'eau).

Ces procédures d'agrégation et de désagrégation, gérées par des requêtes spatio-temporelles interviennent à deux niveaux. Lors de la phase d'initialisation elles permettent de construire un environnement adapté à l'échelle des agents utilisés. Lors des phases de restitution des sorties de modèles elles permettent de fournir des résultats adaptés à l'échelle de restitution choisie.

Longtemps externalisés, les calculs nécessaires à cet ajustement scalaire ont été récemment intégrés dans deux applications mobilisant la plateforme GAMA. Ces travaux détaillés dans les chapitres qui suivent offrent la possibilité de construire un niveau d'abstraction des agents et du domaine de simulation dès la phase

d'initialisation (Minelli *et al.*, 2017). En d'autres termes, la résolution spatiale ou le type d'activité choisie détermine le niveau d'abstraction de la simulation (taille des objets spatiaux, type d'agent, pas de temps et procédures).

La démarche méthodologique associée à l'approche DAHU vise à pleinement exploiter le paradigme multi-agent dans le contexte de l'analyse des interactions spatio-temporelles entre des activités anthropiques et les milieux qu'elles exploitent. Il s'agit notamment d'optimiser l'intégration de données multi-sources et multi-échelles afin de produire des modèles spatialement explicites susceptibles de fournir une information adaptée à la compréhension de la variabilité de ces interactions.

Cette approche a été construite puis optimisée dans le cadre de deux axes de recherches thématiques traitant de cas d'utilisation dédiés à l'analyse des différentes facettes des interactions Homme/milieu. Un premier axe, présenté dans le chapitre 2, aborde la modélisation des changements d'intensité des activités anthropiques et leur impact sur les écosystèmes côtiers. Un deuxième axe, présenté dans le chapitre 3, se focalise sur les mécanismes d'adaptation des activités humaines confrontées à des changements environnementaux.

Chapitre 2

Modéliser les changements d'intensité des activités anthropiques et leurs impacts sur les écosystèmes côtiers

Ce chapitre regroupe les actions de recherche relatives à la modélisation du déroulement d'activités à fort impact environnemental. Les travaux présentés ont pour objectif de fournir des éléments d'explication de la variabilité des conditions d'environnement observées le long du continuum terre/mer. Deux problématiques spécifiques sont abordées : les apports diffus d'origine agricole qui sont l'un des principaux perturbateurs de la qualité des eaux côtières et la pêche aux arts trainants qui dépend très directement de cette qualité des eaux et qui entraîne de fortes perturbations aux niveaux des écosystèmes benthiques.

1. Modéliser les changements d'intensité des apports diffus d'origine agricole

La pollution d'origine diffuse, liée à la juxtaposition d'activités agricoles à fort impact environnemental, est reconnue depuis longtemps comme un problème majeur pour l'environnement marin. Le contexte breton dans son ensemble donne une image assez représentative de ce phénomène. La superposition d'activités à fort impact environnemental dans les bassins versants littoraux contribue à fragiliser l'équilibre des écosystèmes côtiers, ce qui se manifeste par une dégradation de la qualité des eaux superficielles et marines. L'eutrophisation des eaux côtières, favorisée notamment par des apports excessifs de sels nutritifs, conduit à diverses expressions du déséquilibre du milieu telles que les efflorescences phytoplanctoniques ou les marées vertes (Ménèsquen, 1999 ; Pinay *et al.*, 2017).

L'impact des activités agricoles sur la qualité des eaux est la conséquence des pertes de fertilisants (engrais chimiques, effluents d'élevages, effluents agro-alimentaires et boues) et des produits de traitement des cultures (produits phytosanitaires). La Bretagne est très majoritairement concernée par des sources de polluants issues d'épandages solides (fumiers) ou liquides (lisiers, boues urbaines) mais également par des résidus générés par les industries agroalimentaires.

Plusieurs types de substance peuvent être associés aux pollutions diffuses d'origine agricole : l'azote issu d'engrais chimique ou organique, le phosphore provenant de l'utilisation de fertilisants chimiques, les produits phytosanitaires utilisés pour protéger les cultures, et les métaux lourds comme le cuivre, le zinc et le cadmium intégrés dans les compléments alimentaires utilisés en élevage intensif.

L'importance des écoulements de surface et de faible profondeur facilite considérablement la circulation des polluants dans les bassins versants et leur transmission aux eaux côtières (Cann *et al.*, 1999). Ce phénomène contribue à un enrichissement phytoplanctonique des estuaires bretons propice au développement de blooms de diatomées parfois toxiques. Dans les eaux côtières, le cumul d'une faible courantologie et de températures élevées constitue un optimum de développement en raison du piégeage des nutriments et de la stratification thermique de la colonne d'eau. La complémentarité de ces facteurs explique que la majorité des sites concernés par ce phénomène soit des zones estuariennes ou des fonds de baies de faible profondeur (Ménèsquen *et al.*, 2001). A l'inverse, les zones de forts courants comme la rade de Brest sont particulièrement résistantes à l'eutrophisation malgré une forte progression des apports de sels nutritifs dans les bassins versants d'alimentation (Trodec et Le Goff, 1997).

Si le cycle de la plupart des molécules est connu, la variabilité spatio-temporelle des émissions d'effluents et l'intensité et la durée des processus de transfert soulèvent de nombreuses incertitudes. L'évaluation du risque de contamination, pour être objective, doit donc tenir compte de la nature et de la variabilité des rejets anthropiques mais également des caractéristiques biophysiques de la zone agricole concernée.

Face à ce constat, et dans la perspective de traduire sous forme quantitative l'impact des activités agricoles sur l'environnement côtier, un modèle sous contraintes (environnementales, météorologiques, réglementaires et socio-économiques) capable de restituer la variabilité inter et intra-annuelle des rejets de sous-produits agricoles (effluents organiques) a été constituée. Initier dans le cadre de ma thèse via le développement du modèle DAHU-MAL (Module Activités Littorales), cette action de recherche s'est poursuivie dans le cadre du projet de recherche MOITEM (MOdélisation des Interactions TERre-Mer) qui avait pour objectif de développer un modèle intégré décrivant les transformations subies par les nutriments,

depuis leur introduction dans l'hydrosphère au niveau des bassins versants jusqu'à leur utilisation au sein des écosystèmes côtiers.

1.1 Simulation des émissions d'effluents agricoles à différents niveaux scalaires

Pour envisager une bonne évaluation des flux de nutriments arrivant à la côte, il est nécessaire de disposer de connaissances sur les émissions agricoles pour en modéliser le cycle agro-hydrologique. L'accessibilité à ces données est un problème récurrent spécifiquement en ce qui concerne les pratiques de fertilisation. La qualité de l'eau étant un enjeu majeur pour la région Bretagne, tout renseignement permettant de désigner les sources de pollution est soumis à une forte pression médiatique. Cette situation aboutit à un blocage des informations relatives à la localisation géographique des amendements organiques. Il est donc extrêmement difficile d'obtenir des données concernant les plans d'épandage, plus encore à l'échelle d'un vaste territoire. La seule source d'information facilement accessible pour calculer les émissions de sous-produits organiques provient des recensements agricoles qui fournissent une description structurelle des exploitations agricoles. Si la collecte des données d'enquête est réalisée à une échelle fine, les produits statistiques diffusés sont agrégés aux différents échelons administratifs (commune, canton, département, région). Ce processus de généralisation est rendu obligatoire par la loi sur le secret statistique qui interdit toute divulgation de renseignements personnalisés.

Cette méthode entraîne une perte de cohérence spatiale des données extraites du RGA. Il en résulte une impossibilité de faire le lien entre une activité, ses conditions d'exercice et son espace d'occupation (Tissot *et al.*, 2001). Ces différentes contraintes expliquent l'inadéquation des recensements agricoles pour des approches territorialisées (Josselin *et al.*, 1995). Des données plus fiables existent et ont notamment permis de réaliser des analyses à des échelles fines intégrant des itinéraires d'épandage à haute résolution (Deffontaines et Brossier, 1997 ; Soulard, 1999) mais le contexte breton rend difficile l'obtention de ces renseignements spécifiques. La méthodologie proposée vise donc à résoudre ce problème en considérant la commune comme l'unité de référence et en utilisant différents filtres spatiaux pour désagréger cette information.

Le modèle DAHU-MAL développé durant ma thèse répondait à cet objectif. Dans le prolongement de travaux menés à l'échelle du Finistère (Tissot *et al.*, 2006) il a été mobilisé pour conduire deux expérimentations en rade de Brest et en baie de Morlaix. La problématique consistait à simuler les émissions de sous-produits organiques issus des élevages industriels qui concentrent plus de 95% des effectifs dans ces zones.

1.1.1 Implémentation des agents

La méthode proposée consiste à construire une classification détaillée à partir du plus petit dénominateur commun aux nomenclatures à l'origine de la codification des bases de données socio-économiques disponibles et en particulier des Recensements Agricoles (RA).

La formalisation des agents s'appuie sur une segmentation des activités en fonction des objectifs de production qui leur sont associés. Ce mode taxinomique a pour finalité de faciliter la connexion avec les nomenclatures officielles (types NAF ou OTEX) qui sont utilisées pour restituer les informations acquises par enquêtes auprès des entreprises agricoles. La dimension cyclique des élevages est reconstituée à partir d'une procédure de désagrégation temporelle, cette démarche permettant de transformer une description linéaire en un processus autonome assimilable à un agent.

Pour tenir compte de la diversité des échelles spatiales de restitution des données d'enquêtes agricoles, deux niveaux d'abstraction ont été implémentés. Ils s'appuient sur une relation hiérarchique entre des agents archétypiques représentant des orientations de production (élevages porcins engraisseurs par exemple) et

un échelon supérieur composé d'agents génériques caractérisant une catégorie d'élevages (élevages porcins hors-sol par exemple). Ce palier de spécification additionnel est obtenu à partir d'une généralisation des principaux éléments constitutifs des synthèses archétypiques (figure 9).

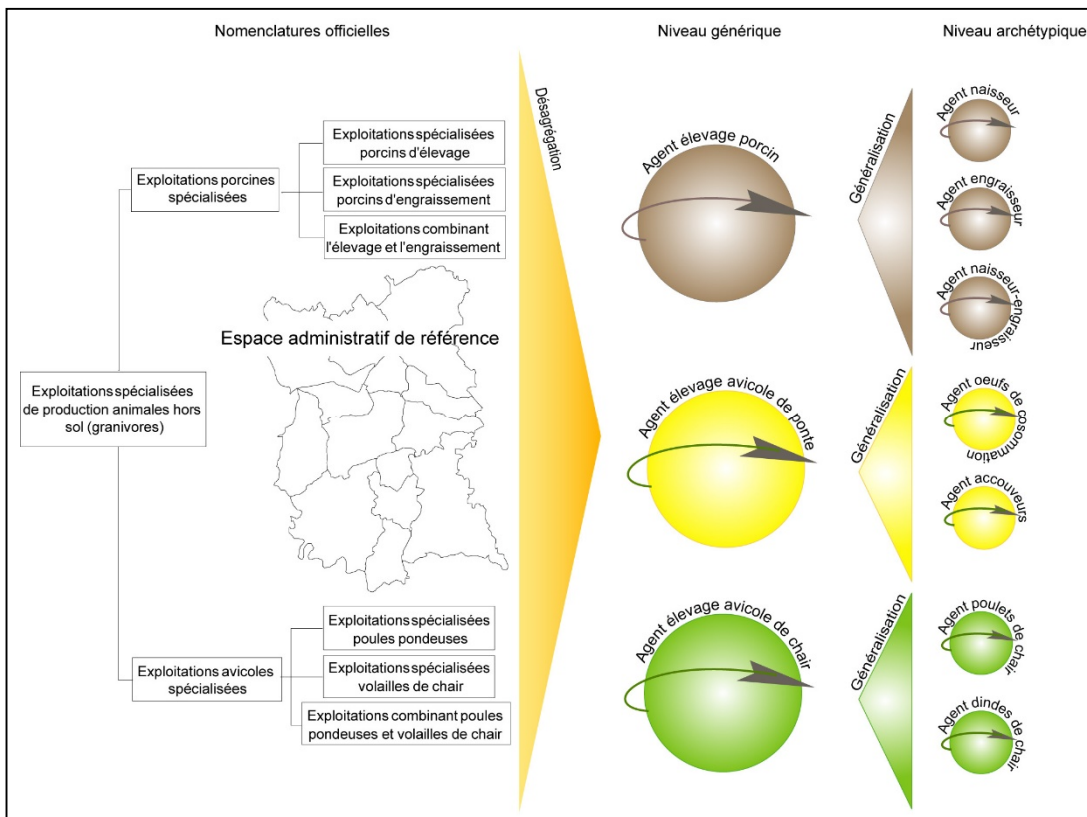


Figure 9 : Niveaux d'abstraction des agents au sein du modèle DAHU-MAL (Tissot C., 2003)

Le niveau d'abstraction utilisé dépend de la précision des données disponibles. Le niveau archétypique est simulé à l'échelle de l'exploitation et nécessite donc des informations sur les effectifs et l'orientation de production de l'entreprise agricole. Le niveau générique est utilisé à des échelles administratives (commune, canton) ou territoriale (petite région agricole) qui sont souvent utilisées pour restituer les données "sensibles" des recensements agricoles ou les données soumises au secret statistique.

1.1.2 Modélisation des itinéraires d'épandage

La reconstitution des itinéraires d'épandages nécessite de prendre en compte les interactions entre les facteurs techniques, réglementaires et météorologiques qui interviennent dans le recyclage des effluents organiques en tant que fertilisants de culture. L'identification des capacités potentielles d'épandage associées à une unité spatiale donnée (parcelle, ensemble de parcelles, commune, canton, PRA, bassin versant) dépend d'un ensemble de contraintes pouvant limiter ou interdire l'utilisation de sous-produits d'élevage en fonction de l'affectation agricole des sols.

La reconstitution des itinéraires d'épandages s'effectue à partir d'une mise en correspondance des volumes produits par les différentes unités d'élevages (porcins, ovins, bovins...) en fonction de leurs orientations de production (typologie des modes de production) et des contraintes agronomiques, économiques et juridiques permettant d'identifier des zones potentiellement épandables à un instant t (figure 10).

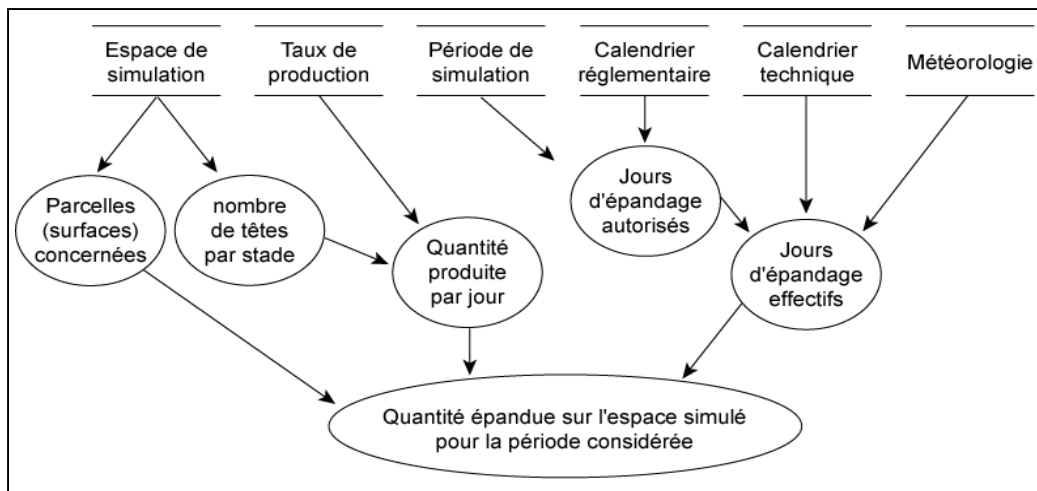


Figure 10 : diagramme de dépendance entre les différents paramètres de simulation (Tissot, 2003)

Reconstituer ces itinéraires à partir de données d'enquête agrégées nécessite de mettre en œuvre une procédure de désagrégation spatiale pour associer des volumes produits à l'échelle des communes à des cibles d'épandages correspondant à des parcelles susceptibles de recevoir des effluents agricoles. Plusieurs phases de désagrégation (figure 11) sont mises en œuvre pour intégrer des variables concernant l'occupation des sols (PLU), les contraintes spatiales d'ordre juridique réglementant l'utilisation des sous-produits d'élevages et des informations concernant l'utilisation des sols obtenues à partir d'analyses d'images de télédétection. Le calcul de cibles d'épandages potentielles peut ainsi être obtenu à partir de l'extraction des zones de sols nus en début de campagne de culture de printemps et d'automne. L'enchaînement de cette procédure permet d'affiner les résultats de simulation produits à des échelles administratives jusqu'au niveau d'ensembles de parcelles considérées comme homogènes au plan des pratiques agricoles. L'intérêt de cette méthode est de permettre de produire des bilans d'épandage à des échelles structurantes du point de vue agro-hydrologique. A partir d'une typologie des modes d'affectation et d'utilisation des sols, il est possible de produire des bilans à l'échelle de bassins versants (Tissot *et al.*, 2006).

Ce mode opératoire présente bien sûr des limites en matière de localisation des épandages car il considère que la valorisation des effluents produits s'effectue dans la commune d'implantation des élevages. Dans la réalité, une partie variable des sous-produits organiques peut être valorisée dans une commune voisine. L'industrialisation des élevages hors-sol tend à modérer cette erreur potentielle car les volumes d'effluents rapportés au coût de transport limitent considérablement la distance de transfert des lisiers et fumiers. La particularité du contexte finistérien où la quasi-totalité des communes se situent en Zone d'Actions Renforcées⁷ (ZAR) au regard de la directive nitrates⁸ atténue également ce risque d'erreur en raison de l'homogénéité de la capacité de charge réglementaire des sols.

⁷ Les Zone d'Actions Renforcées désignent des secteurs sensibles aux pollutions par les nitrates et imposent des contraintes particulières concernant les épandages agricoles (réduction des périodes d'autorisation et des charges maximum admissibles proposées dans la directive nitrates. Cette nouvelle dénomination instituée en 2014 regroupe les anciennes zones d'excédent structurel, zones d'actions complémentaires, les bassins versants contentieux eaux brutes et les bassins versants algues vertes (DREAL, 2014)

⁸ La directive nitrates (91/676/CEE) est une directive européenne entrée en vigueur le 12 décembre 1991 qui vise à réduire la pollution des eaux provoquées par les nitrates en limitant l'usage de fertilisants agricoles

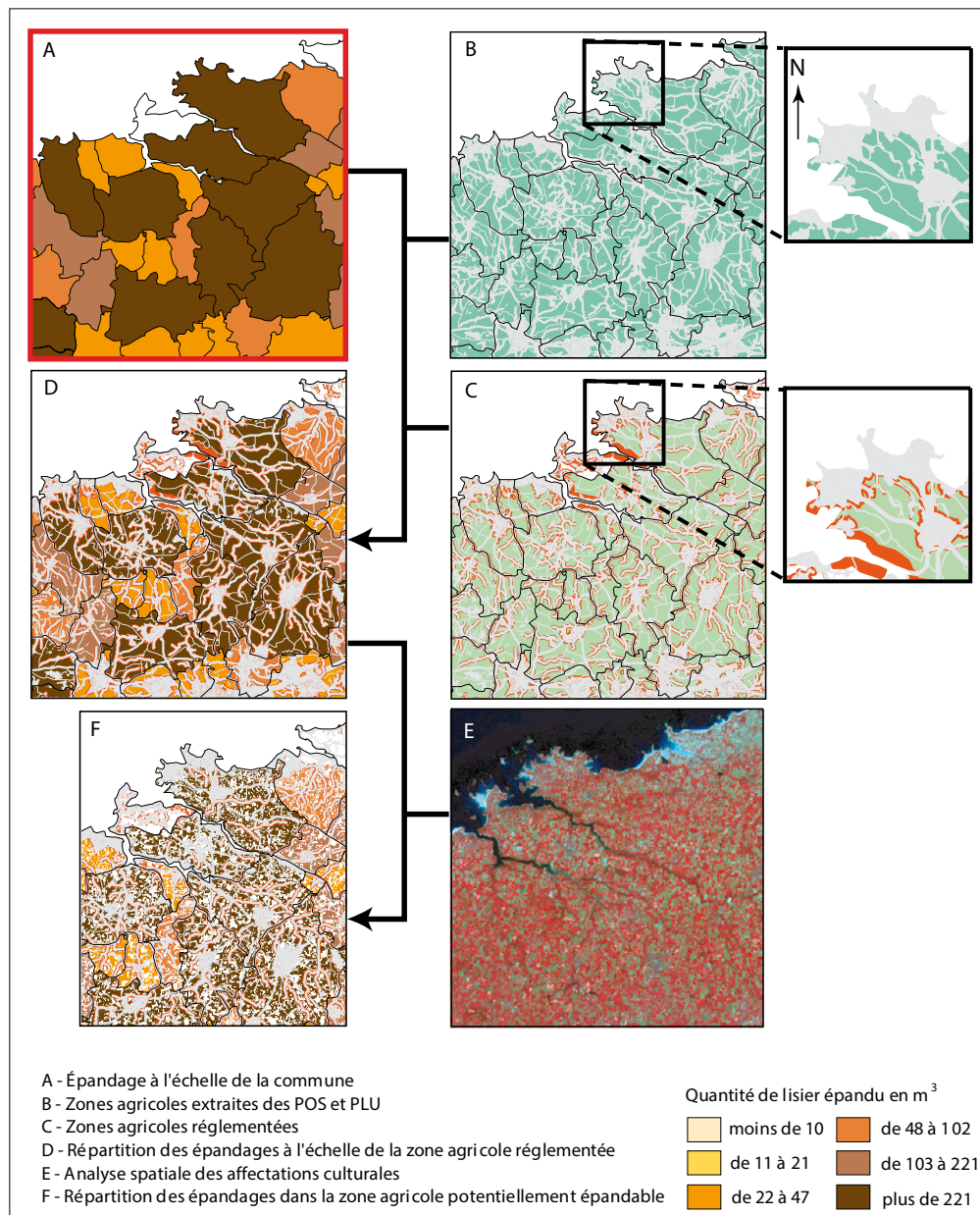


Figure 11 : Séquence de désagrégation spatiale des émissions d'effluents agricole (données d'épandage pour la journée du 22 février 2000) (d'après Tissot et al., 2006)

1.2 Chaînage avec un modèle agro-hydrologique

Dans le cadre du projet MOITEM, une expérimentation de chaînage du modèle DAHU-MAL avec le modèle agro-hydrologique SENEQUE (Ruelland *et al.*, 2007) a été menée. La rade de Brest, choisie pour cette expérimentation constitue un site particulièrement intéressant en raison des activités agricoles et aquacoles qui exploitent un milieu à forte productivité biologique (Trodec & Le Goff, 1997).

Pour intégrer la variabilité flux agricoles, le modèle DAHU-MAL produit des bilans à l'échelle journalière des émissions de sels nutritifs issues des sous-produits d'élevages. Les valeurs de concentrations utilisées proviennent des travaux de Levasseur (Levasseur, 2002) qui s'est intéressé à la composition en nutriments et éléments traces des lisiers et fumiers provenant des élevages industriels. Ces données sont resituées via

des fichiers de paramètres à l'échelle des unités hydrologiques élémentaires utilisées par SENEQUE (Ruelland *et al.*, 2007) (figure 12).

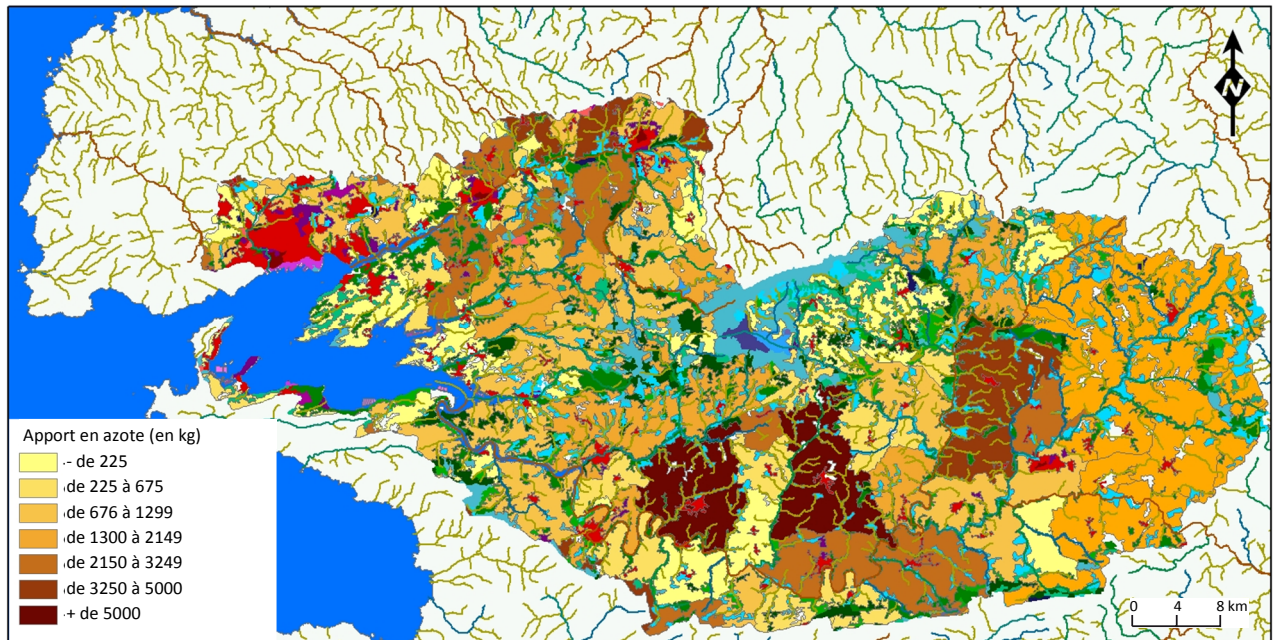


Figure 12 : Modélisation de la variabilité spatiale des apports en azote dans les bassins versants alimentant la rade de Brest à l'échelle hebdomadaire (la carte couvre la période du 13 au 19 mars 2000)

Compte tenu de la taille des bassins versants alimentant la rade de Brest et de l'échelle de travail du modèle SENEQUE, les données de sortie du modèle ont été désagrégées à l'échelle du 1/100000^{ème} compatible avec l'utilisation de Corine Land Cover. Les volumes d'épandages de lisiers et fumiers ont été convertis en quantité d'azote potentiellement mobilisable à l'échelle des bassins et sous-bassins versants. Cette donnée permet de fournir une évaluation de la variabilité des apports azotés pour chaque unité hydrologique à l'échelle journalière. Utilisés pour paramétrer les quantités de nitrates mobilisables dans SENEQUE, ces informations permettent d'intégrer la variabilité spatio-temporelle des apports d'azote. Malgré un lissage des concentrations qui ne reflète que partiellement la variabilité réelle des apports, les premières simulations ont montré une cohérence globale satisfaisante entre les valeurs simulées et observées pour le nitrate (figure 13).

Pour améliorer la corrélation avec les valeurs mesurées, les processus de transformation des nutriments nécessitent d'être mieux calibrés (Jaffrain *et al.*, 2009) pour tenir compte des effets de piégeage liés à l'implantation de cultures tampons et des caractéristiques locales des écoulements qui nécessitent de données de mesures complémentaires. Cette remarque vaut également pour la silice où une surestimation des valeurs durant les mois estivaux pose la question d'un déséquilibre excessif entre apports et consommations.

Ces résultats partiels témoignent de la difficulté de lier la variabilité des émissions d'effluents organiques aux concentrations en sels nutritifs dans des bassins versants complexes (forte hétérogénéité pédologique conjuguée à de nombreux aménagements hydrologiques). Cette limite résulte en grande partie de la complexité des processus de transformation et du temps de transfert des nutriments qui peut varier considérablement de quelques jours à plusieurs mois, voire plusieurs années (Durand *et al.*, 2011).

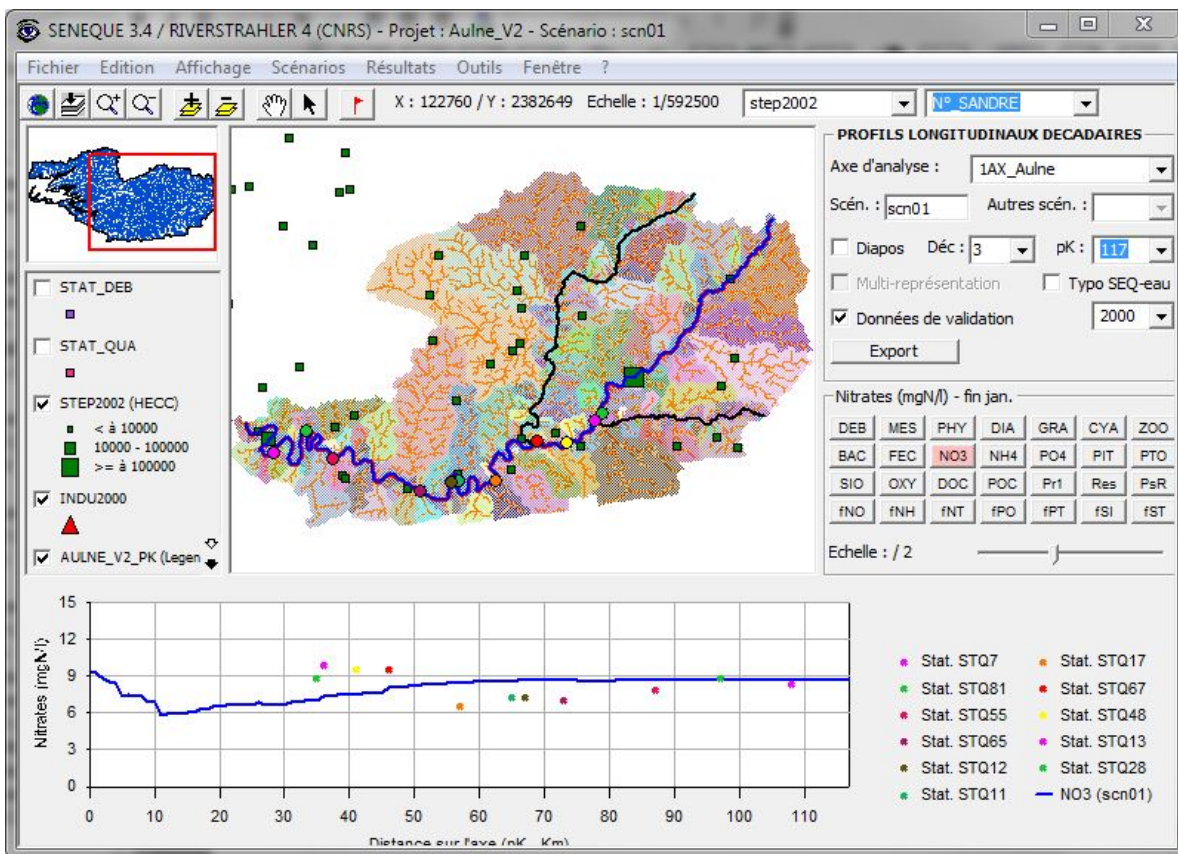


Figure 13 : Variabilité spatiale des teneurs en nitrates le long d'un transect comprenant l'Hyères, le Canal de Nantes à Brest et l'Aulne pour la période mi-mars 2000 (Jaffrain *et al.*, 2009)

1.3 Evaluation de l'impact des flux organiques sur la présence de métaux lourds et d'éléments traces dans les estuaires

La présence de métaux lourds dans les eaux fluviales et côtières est généralement associée à la concentration d'activités industrielles et aux rejets qu'elles sont susceptibles de générer. Cependant, certains bassins versants agricoles à caractère intensif présentent des concentrations de certains éléments comme le cuivre et le cadmium proches de celles rencontrées dans des régions fortement industrialisées (Monbet, 2001). Ce constat est à rapprocher de l'utilisation d'éléments métalliques dans le secteur agricole. La présence de cadmium dans les engrais phosphatés représente par exemple un facteur d'augmentation des teneurs en métaux des sols cultivés (Alloway, 1995).

Le cuivre présente également un intérêt important dans l'alimentation des porcs en agissant comme un facteur de croissance (Jondreville *et al.*, 2002). Administré sous forme sulfatée, ce composant métallique facilite la prise de poids des animaux. Néanmoins, l'assimilation de ces compléments alimentaires n'est que partielle et 75% de la fraction absorbée peut se retrouver dans les effluents d'élevage (Priem et Maton, 1980). Les études menées par Arzul et Maguer en Bretagne ont ainsi mis en évidence une relation linéaire entre la teneur en cuivre des sédiments côtiers et la densité de porcs à l'hectare dans les bassins versants correspondants (Arzul et Maguer, 1990). En dépit d'une circulaire européenne réglementant l'introduction de cuivre dans les aliments à destination d'élevage porcin, l'épandage des lisiers contribue donc à un enrichissement régulier des sols en cuivre (L'herroux, 1997 ; Jondreville *et al.*, 2002).

Ce phénomène agit implicitement sur la qualité des eaux traversant les zones d'épandage en raison de la forte solubilité du cuivre. Certains auteurs affirment ainsi que près de 60% des éléments métalliques peuvent passer en solution et à terme intégrer le réseau hydrographique (Japenga *et al.*, 1992).

Dans l'optique d'évaluer la contribution potentielle des apports organiques au flux de certains éléments traces comme le zinc, le cuivre ou l'arsenic (utilisé dans le traitement antibiotique des porcs notamment), une collaboration avec des chimistes de l'environnement marin a été mise en œuvre. Menée dans le bassin versant et l'estuaire de la Penzé (Finistère Nord) cette démarche visait à essayer de mieux caractériser les teneurs anormalement hautes en arsenic et en acides humiques pour un bassin versant faiblement peuplé et sans industrie significative.

Le modèle DAHU-MAL est utilisé pour modéliser la distribution spatio-temporelle des émissions de sous-produits organiques à l'échelle intra-annuelle pour l'ensemble du bassin versant de la Penzé. L'utilisation de valeur de charges moyennes de différents éléments traces par m³ de lisier et fumier (Levasseur, 2002) a permis de produire des bilans des apports issus de la filière d'élevage industriel (figure 14).

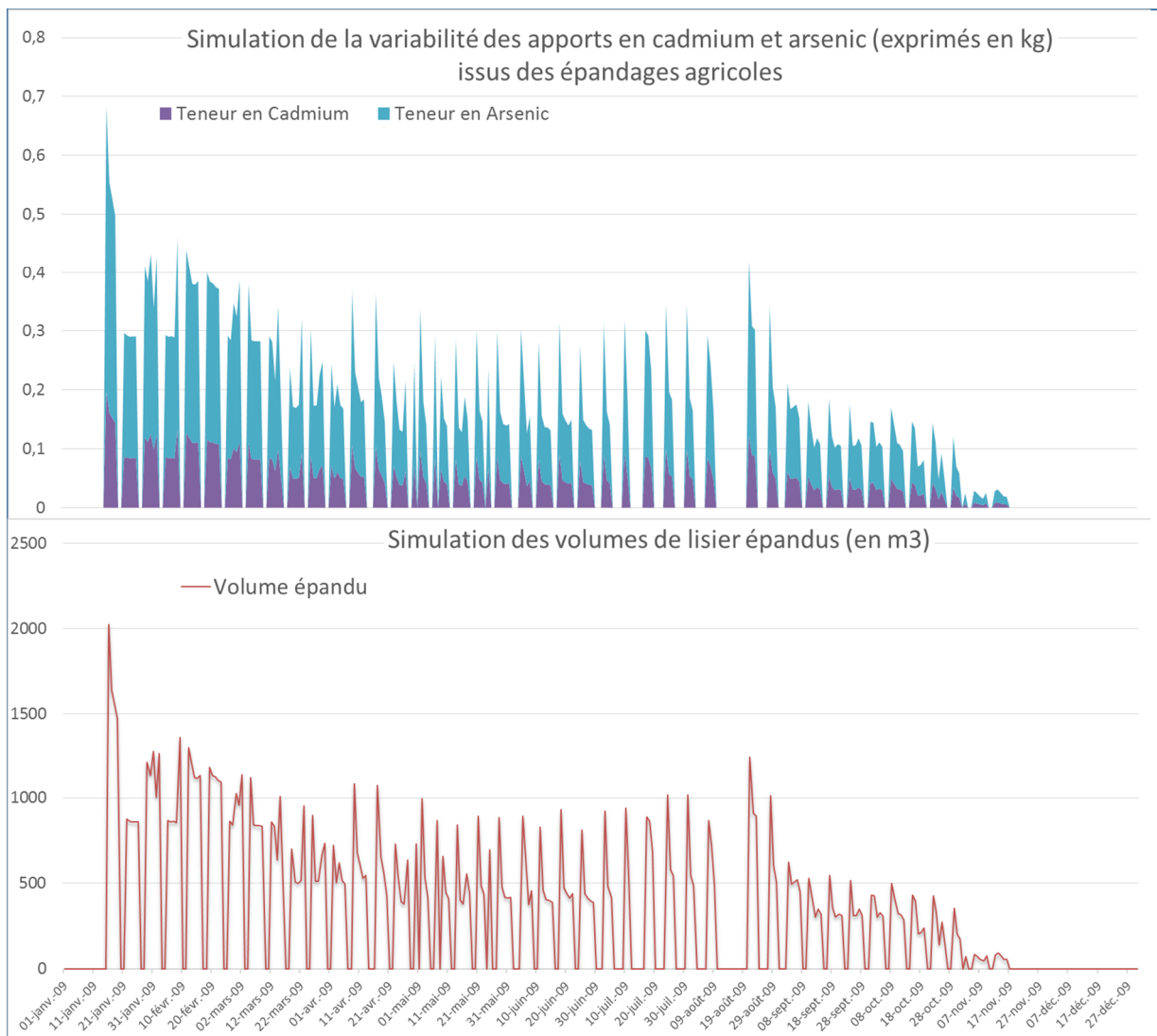


Figure 14 : Variabilité journalière des émissions de lisiers et des apports en cadmium et arsenic dans le bassin versant de la Penzé au cours de l'année 2009

Ces données ont été comparées à des mesures de concentrations dans les sédiments le long du gradient de salinité dans l'estuaire de la Penzé. A l'échelle inter-annuelle, les résultats fournis par le modèle DAHU-MAL montrent que les volumes d'émissions, par leur ampleur, constituent un élément contributif majeur aux fortes concentrations en cadmium (Monbet, 2001) et en arsenic (Vandenhecke *et al.*, 2012). Ces résultats peuvent également expliquer les teneurs importantes de substances humiques mesurées (Waeles *et al.*,

2013). En revanche, les corrélations entre la variabilité saisonnière de ces concentrations et les changements d'intensité des émissions d'effluents à l'échelle intra-annuelle restent difficiles à établir. Cette limite est liée aux temps de transfert des éléments traces issus des sous-produits agricoles qui dépendent de la variabilité des régimes hydrologiques et du type de sédiments dans lesquels ces éléments se sont accumulés.

Ces deux cas montrent que la capacité à restituer des données de flux agricoles à plusieurs échelles est indispensable pour capturer la diversité des problématiques associées aux transferts d'éléments dissous ou particulaires à l'origine des déséquilibres des écosystèmes côtiers. Évaluer l'impact de la variabilité des apports telluriques sur la qualité des eaux côtières reste un objectif difficile à atteindre au regard de la complexité des processus de transferts et de transformations des nutriments et de la non synchronisation entre les périodes de rejets dans les bassins versants et les concentrations mesurées dans les fleuves côtiers et en mer.

2. Changement d'intensité des activités de pêche à la drague et impact sur les habitats benthiques en rade de Brest.

Ce deuxième thème de recherche est fortement lié à la problématique des apports telluriques diffus dans la mesure où la qualité des eaux côtières est une contrainte importante pour l'exploitation des ressources benthiques.

Les pêcheries exploitant des gisements proches du littoral sont dans ce contexte soumises à une double problématique. Elles doivent d'une part s'adapter à des risques de pollutions accidentelles ou chroniques qui peuvent aboutir à des interdictions sanitaires de commercialisation des produits de la pêche. Elles doivent d'autre part s'ajuster aux capacités de renouvellement des ressources dans une perspective de développement économique durable de la filière.

La rade de Brest est un site atelier particulièrement intéressant à étudier car elle possède une biodiversité marine remarquable soumise à de multiples pressions anthropiques liées à la juxtaposition d'activités à fort impact environnemental (agriculture intensive, pêche, activités militaires, urbanisation littorale...) (Troader et Le Goff, 1997 ; Vinchon *et al.*, 2013). Elle fait également l'objet de nombreuses initiatives pour le maintien de la qualité de l'eau et la préservation des écosystèmes côtiers (schéma d'aménagement et de gestion de l'eau sur les deux bassins versants alimentant la rade, démarche Natura 2000 engagée sur trois sites d'enjeu en matière d'apport diffus et d'exploitation des ressources).

La pêche aux arts trainants cible historiquement quatre espèces de bivalves en rade de Brest, la coquille Saint-Jacques (*Pecten maximus*), la praire (*Venus verrucosa*), le pétoncle noir (*Chlamys varia*) et le pétoncle blanc (*Aequipecten opercularis*). L'activité emblématique concerne la coquille Saint-Jacques dont la capture régulière démarre après la seconde guerre mondiale. La surexploitation des gisements dans les années 50 diminue considérablement la ressource qui atteint un plus bas à l'hiver 1962 marqué par des températures exceptionnellement basses. L'activité est quasiment à l'arrêt jusqu'à la fin des années 1980 où le comité local des pêches décide de développer un programme de repeuplement et d'instaurer un encadrement plus strict de l'exploitation, via l'octroi de licences ouvrant l'autorisation à la capture des quatre espèces sus citées. La production de juvéniles est confiée à une écloserie (Écloserie du Tinduff) qui produit localement des naissains de coquilles Saint-Jacques. Après un démarrage balbutiant, l'activité trouve un point d'équilibre à partir du milieu des années 1990. Le prix de la licence est fixé en fonction des volumes de réensemencement nécessaires et du nombre de navires autorisés à pêcher.

Afin d'optimiser le repeuplement, deux sortes de semis de juvéniles sont effectuées (figure 15) : des semis extensifs à l'échelle de la rade, et des semis à haute densité dans des zones de réserves laissées interdites à la pêche pendant trois ans (durée moyenne pour atteindre un stade de maturité commerciale en rade de Brest, (Boucher et Fifas, 1997).

Pour aborder la problématique des changements d'intensité de la pêche à la drague et de leurs impacts sur les ressources benthiques et les habitats associés, deux actions de recherche ont été entreprises.

Elles se sont concrétisées par le développement de deux modèles poursuivant des objectifs complémentaires. Un premier modèle utilisant l'approche DAHU aborde le déroulement de l'activité de pêche sur l'ensemble de la rade de Brest aux échelles inter et intra-annuelles. Un second modèle développé sous CORMAS (Bousquet *et al.*, 1998) propose un cas d'application à haute résolution, dédié à l'évaluation des perturbations subies par les habitats de maerl.

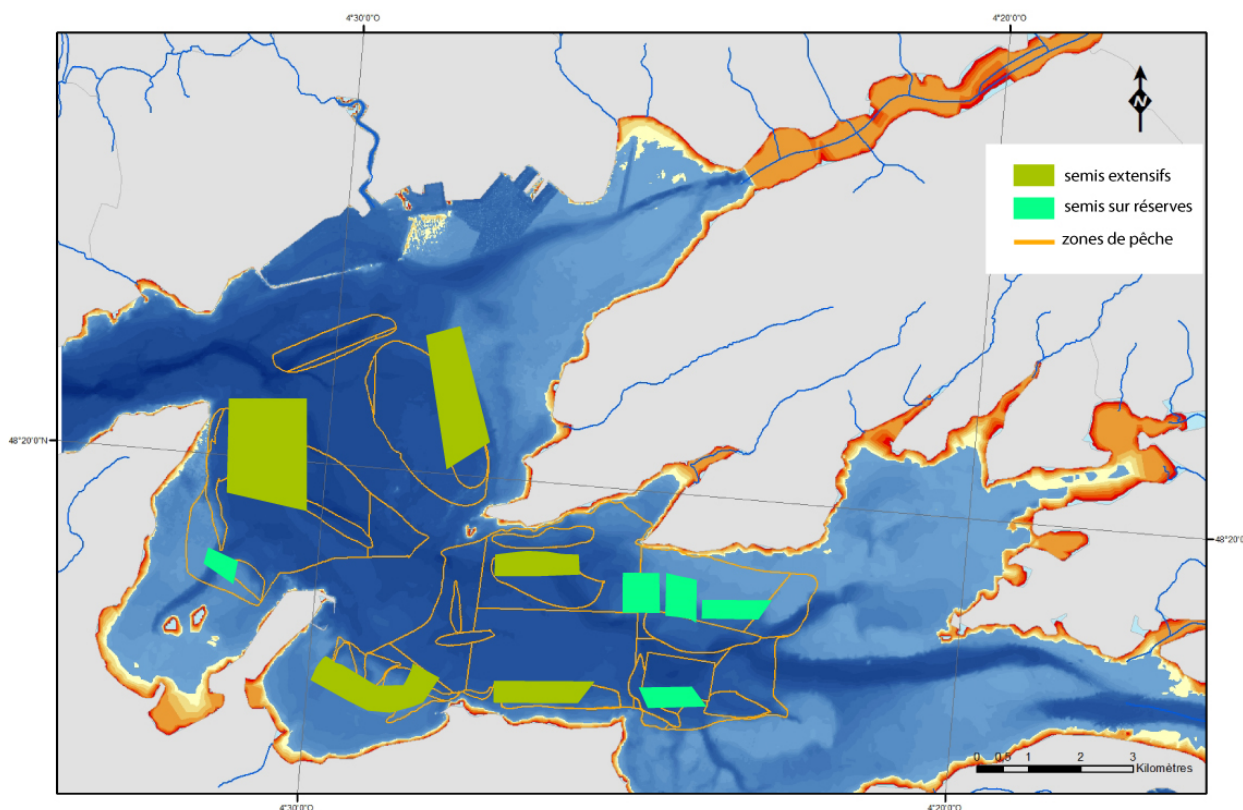


Figure 15 : Carte des zones de semis de coquilles Saint-Jacques en rade de Brest (années 2011-2012)

2.1 Modélisation du déroulement des activités de pêche à la drague

Pour être en mesure de quantifier et de qualifier les activités de pêche, il est essentiel de connaître précisément leur condition de pratique. Cette démarche concerne donc l'évaluation des ressources prélevées mais également l'analyse des modalités de déroulement de la pêche (rapport entre l'intensité et le résultat de la pêche et appréciation de l'effort de pêche). Initiés dans le cadre d'un programme LITEAU III (Rad2Brest) et poursuivis dans le cadre de la Zone Atelier Brest-Iroise (ZABRI) et du Labex MER, ces travaux reposent sur une collaboration étroite avec le comité local des pêches et les biologistes marins de l'Institut Universitaire Européen de la Mer et de l'IFREMER.

L'implémentation du modèle multi-agent dédié à cette problématique repose sur une segmentation des activités en fonction des modes de pratiques qui leur sont associés. Reprenant les trois classes génériques (*Superviseur*, *Exploitant*, *Production*) proposées par l'approche DAHU, trois types d'agents ont été implémentés au sein d'un prototype Rad2Brest (développé en Java) :

- les Agents *ComitedesPeches*, dont le rôle est d'encadrer les pratiques de pêche à la drague et d'administrer les campagnes de réensemencement visant au maintien des ressources benthiques ciblées par la pêche. Ils ont également une fonction réglementaire dans la mesure où ils définissent les modalités de déroulement des campagnes (périodes autorisées, zones de réserve à accès interdit ou restreint, quotas éventuels) ;
- les Agents *Pecheur* réalisent un prélèvement sur une espèce cible correspondant à leur armement. Ils possèdent des capacités de réaction à l'évolution de leur environnement (qualité de l'eau, contraintes réglementaires, effort de pêche, variation des prix...) et peuvent donc adapter leurs stratégies (choix du site, période de pêche) en fonction de ces contraintes ;

- les Agents *ZonedePeche* sont considérés comme des entités de production des ressources benthiques. Ils possèdent un ensemble de caractéristiques qui déterminent le stock et le niveau de maturité des individus qu'ils abritent.

A partir de cette structuration, l'objectif est d'évaluer la variabilité des ressources benthiques en fonction de l'évolution des activités (nombre de licence, quotas, nombre de jours de pêche autorisés), des conditions environnementales et de la dynamique de repeuplement (réensemencements, mises en réserve).

2.1.1 Formalisation des stratégies des pêcheurs

Afin de caractériser les stratégies des pêcheurs, une enquête approfondie a été menée dans le cadre du programme LITEAU Rad2Brest auprès d'un échantillon de pêcheurs et du représentant du comité local des pêches (Christiansen, 2011). En plus de l'acquisition de données générales sur les pratiques (temps de pêche moyen, rayon d'action, calendrier de pratique, etc.), des données spécifiques sur les connaissances des pêcheurs concernant leurs activités et l'environnement de la rade de Brest ont été collectées. Ces différents éléments ont été utilisés pour établir une série de graphes cognitifs (figure 16) qui organisent et hiérarchisent la représentation des perceptions des pêcheurs (Christiansen, 2011 ; Bonneau de Beaufort *et al.*, 2015).

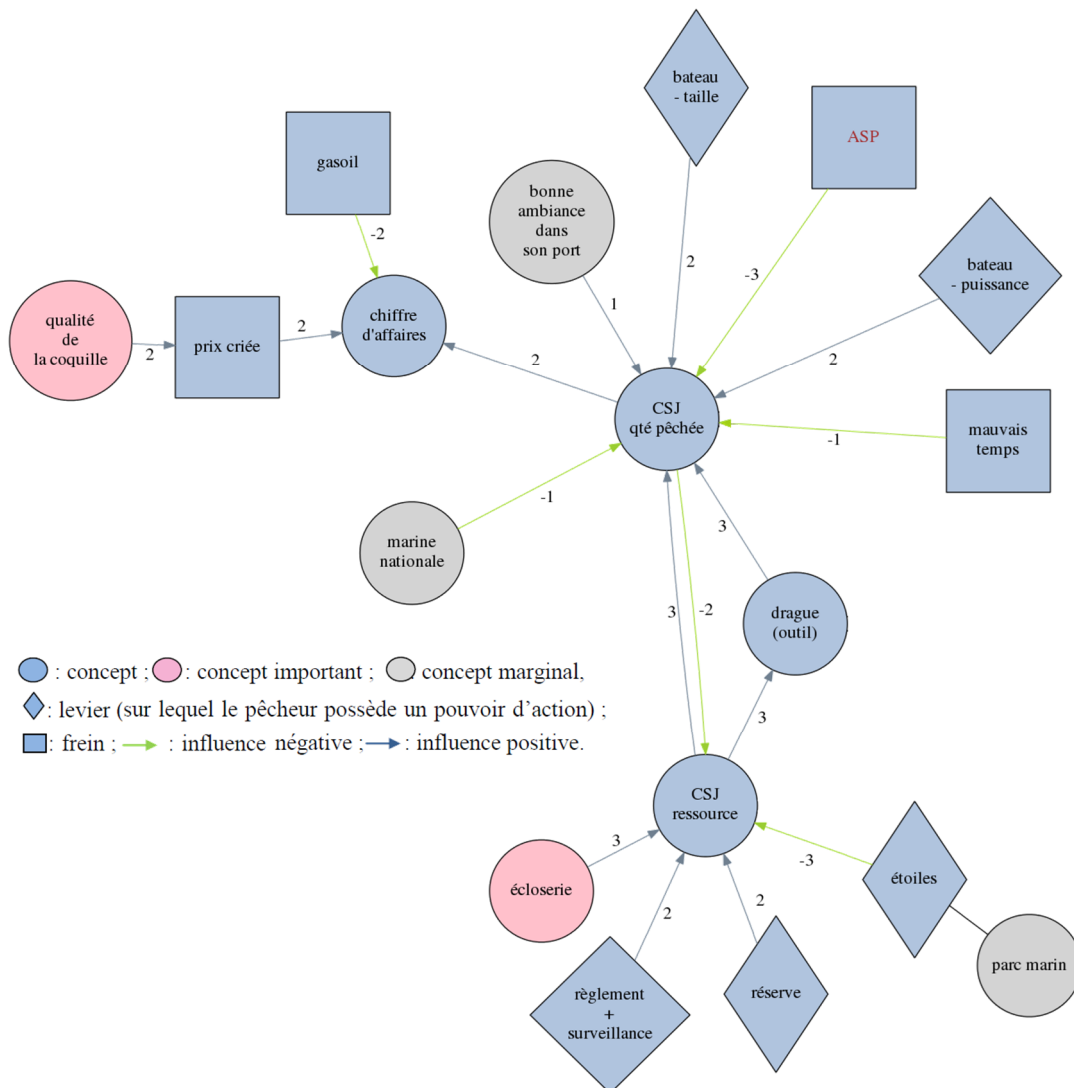


Figure 16 : Exemple d'un graphe cognitif issu d'un entretien avec un pêcheur (Christiansen, 2011)

Les résultats de cette enquête ont permis de mieux caractériser les pratiques des pêcheurs en fonction des différentes contraintes qui régissent l'activité de dragage. Une partie des informations a été utilisée pour définir des profils d'agents et caractériser des stratégies de pêche liées à des critères techniques, socio-économiques et environnementaux (port d'attache, type de navire, mono ou multi-activités, prix d'achat à la criée, perception des différentes contraintes, etc.). La combinaison de ces critères détermine la stratégie adoptée par les agents pêcheurs (choix de l'espèce cible et de la zone de pêche).

2.1.2 Formalisation des contraintes d'environnement

L'ensemble des contraintes environnementales est administré au sein d'un serveur PostgreSQL/PostGis couplé à la plateforme DAHU. La structuration proposée permet de calculer les conditions de pratique pour chaque type d'agent à partir d'une combinaison de contraintes. Dans le cas de la pêche à la drague de la coquille Saint-Jacques, ces calculs sont réalisés au pas de temps quotidien. Les principales contraintes sont inhérentes à la qualité de l'eau, aux conditions de marées (horaires, coefficients) et à l'abondance des ressources benthiques (taille, poids).

Pour la classe *ComitedesPeches*, l'objectif est de connaître l'état du bassin de production (suivi des stocks) et la qualité des eaux. Pour les agents de la classe *Pecheur*, l'objectif est d'élaborer la meilleure stratégie de pêche, c'est-à-dire d'adapter leurs pratiques en fonction des contraintes d'environnement et des captures réalisées au tour précédent. Pour la classe *ZonedePeche*, le contrôle d'un ensemble de variables environnementales (t° de l'eau, salinité, chlorophylle a) permet de simuler la croissance des coquilles Saint-Jacques au pas de temps quotidien (régression multiple).

Ce modèle statistique s'appuie sur les travaux menés depuis les années 1970 par des biologistes marins de l'Institut Universitaire Européen de la Mer et de l'IFREMER. Ces travaux / études ont notamment permis de caractériser les stades de croissances de *Pecten maximus* (Faure, 1971), de proposer un modèle de croissance à partir de l'analyse de cohortes (Antoine, 1979 ; Fifas, 1991) et de comprendre l'influence des paramètres physico-chimiques sur son développement (Chauvaud *et al.*, 1998, 2001 ; Lorrain, 2002).

L'intégration de l'ensemble des données spatio-temporelles au sein du modèle s'effectue au moyen de requêtes SQL qui fournissent des variables d'initialisation et des données de forçages aux différents agents.

2.1.3 Simulation des pratiques de pêche

A l'initialisation du modèle, chaque zone de pêche est divisée en un ensemble de quadras dont la dimension est fonction du type d'engin et de l'espèce ciblée. Dans le cas de la coquille Saint-Jacques, cette valeur est de 1.80 mètre, ce qui correspond à la largeur réglementaire d'une drague.

La phase de simulation se déroule en deux temps :

- dans un premier temps, le modèle reconstitue un gisement de coquilles Saint-Jacques à partir de campagnes d'ensemencements de juvéniles (réalisées par l'agent *ComitedesPeches*). Afin de disposer d'une ressource benthique hétérogène, en termes de classe d'âge et de taille des individus, la simulation démarre huit ans avant la date choisie de manière à construire un stock représentatif des conditions réelles (cohortes par classe d'âge). Durant cette période de huit ans, déterminée par rapport au cycle de croissance de la coquille Saint-Jacques (Emery, 2008), aucun prélèvement n'est réalisé et seule la mortalité naturelle, la prédation ou les mortalités accidentelles (pollutions) régulent la population de coquilles. Ces différents événements sont abordés de manière probabiliste *via* une fonction d'aléa.

- une fois cette phase achevée, les agents *Pecheurs* choisissent une zone de pêche en fonction des conditions environnementales (état de la mer, coefficient de marées), de leur stratégie de prospection et de l'effort de pêche consenti au tour précédent (rapport prises/temps de pêche). Lorsque plusieurs zones de pêche offrent les mêmes caractéristiques, ce choix s'effectue de manière aléatoire. Une fois la zone pêche déterminée, chaque agent tire au sort un nombre de quadras calculé en fonction du temps de pêche autorisé et des contraintes techniques de la pratique (vitesse du navire, durée du trait de drague). Cette liste de quadras détermine un potentiel de capture lié au nombre et à la taille des individus présents dans chaque quadra. En fonction du temps de pêche autorisé (fixé chaque année par l'agent *ComitedesPeches*) et du tirage de quadras réalisé, chaque agent *Pecheur* obtient un résultat de pêche très variable. Cette variabilité rapportée au temps consacré à la capture donne l'effort de pêche pour chaque journée.

Les résultats obtenus permettent de réaliser des bilans des captures et d'évaluer les changements d'intensité de la pression sur les ressources benthiques. Ils peuvent être agrégés à différents niveaux d'échelles spatiales (quadra, zone de pêche, rade de Brest) et temporelles (journée, semaine, mois, année). L'examen des données obtenues montre une forte variabilité spatio-temporelle de cette pression à l'intérieur de la rade de Brest (figures 17 et 18).

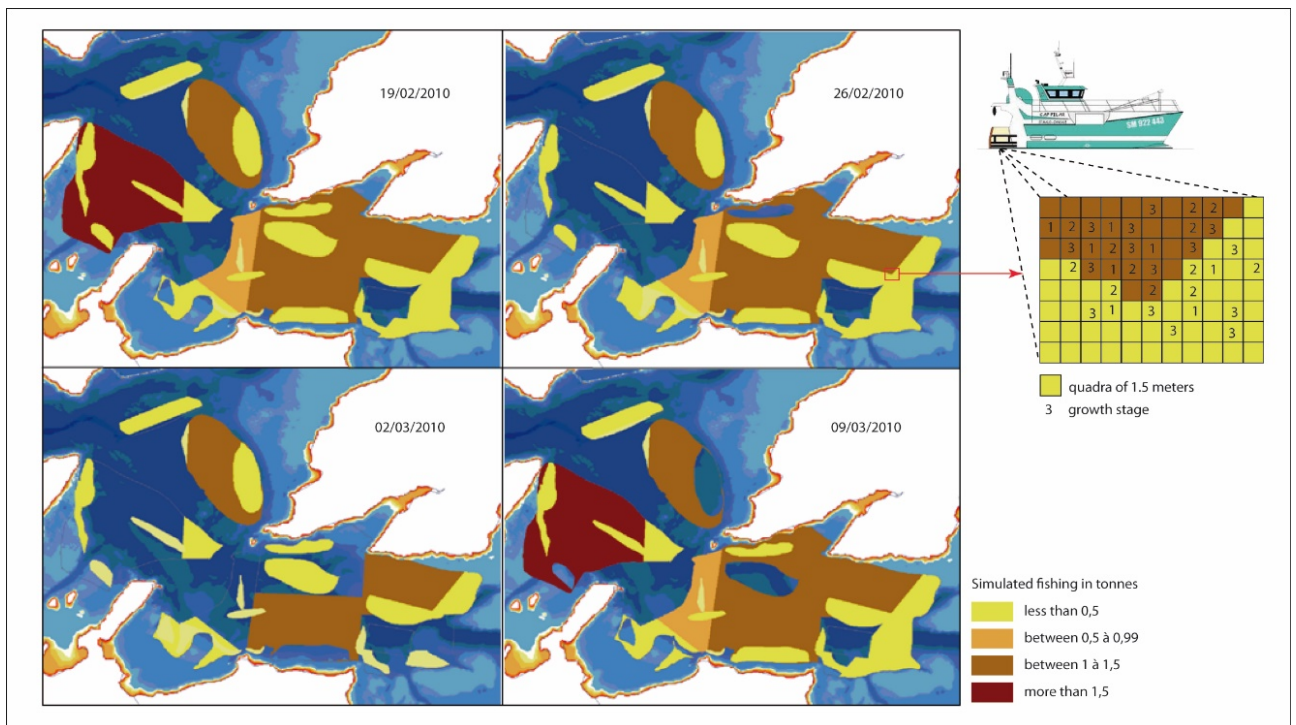
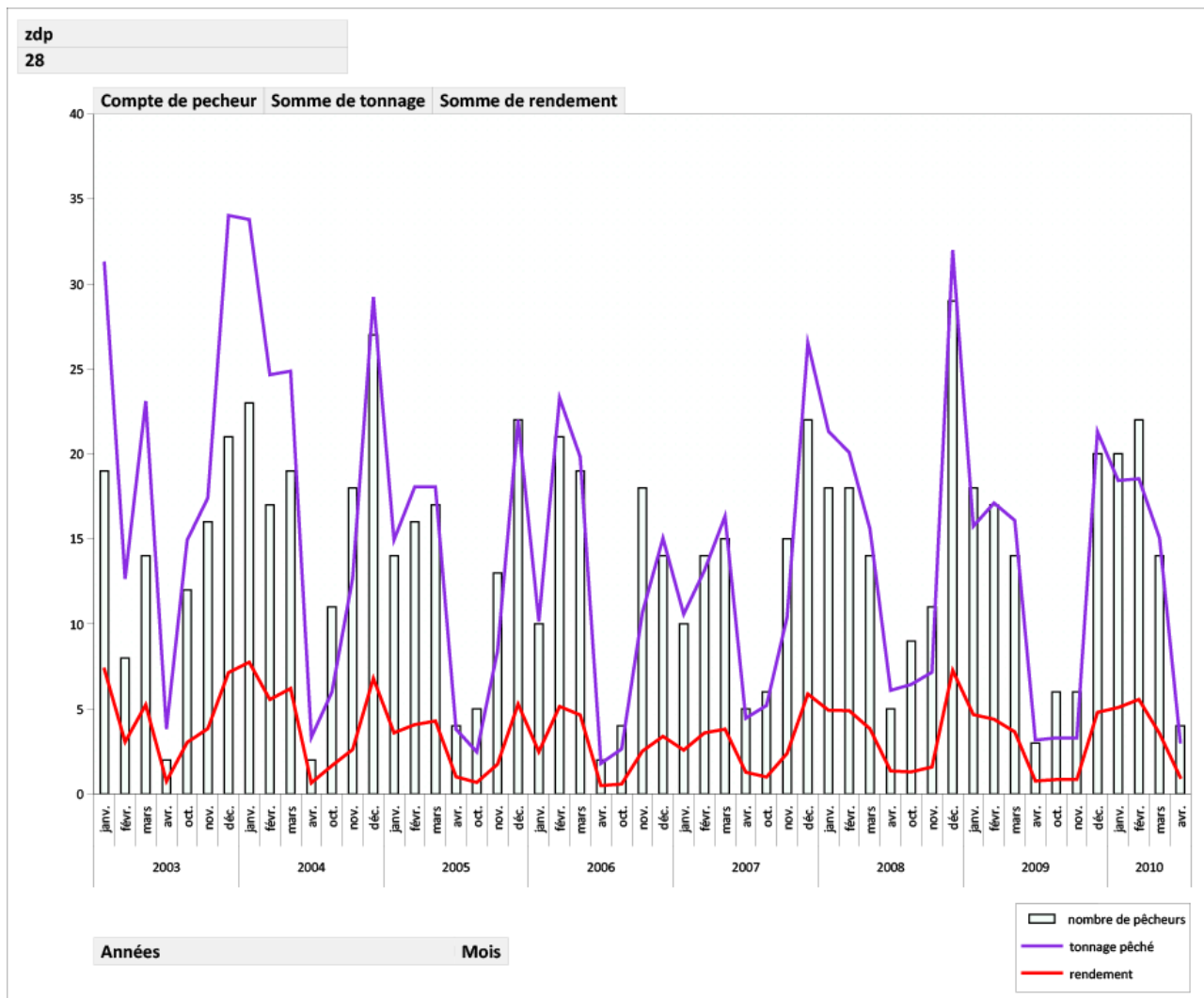


Figure 17 : Simulation du déroulement de la pêche à l'échelle quotidienne (Tissot et al., 2013)



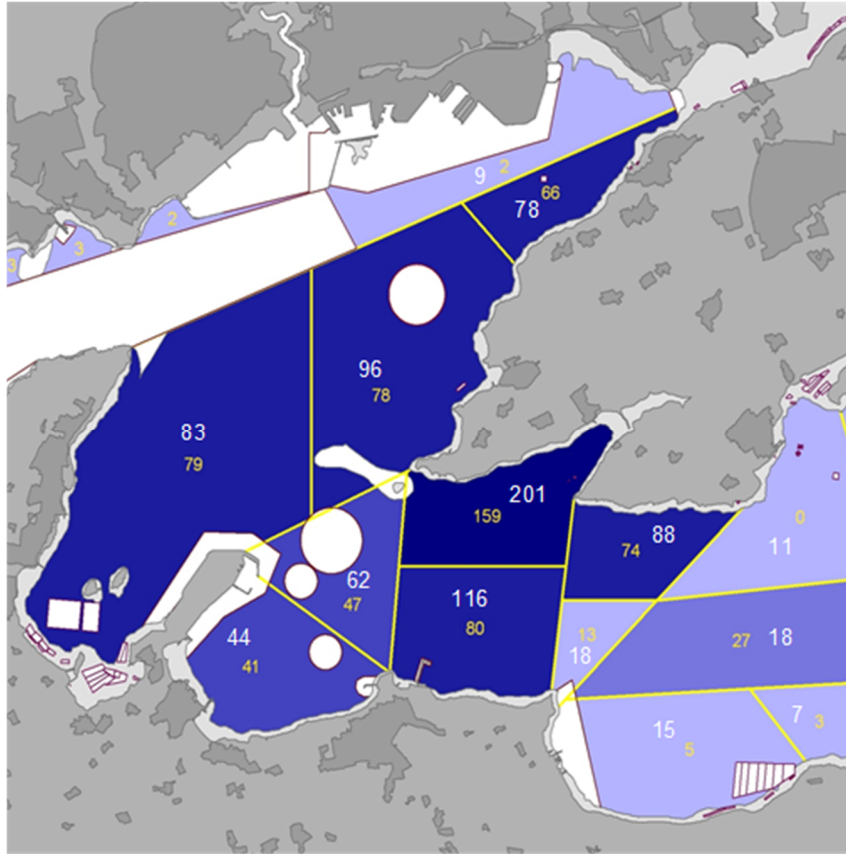


Figure 19 : Nombre de bateaux de pêche à la Drague présents sur l'année 2010 (données déclaratives en jaune, données issues du modèle Rad2Brest en blanc) (Tissot et al., 2015)

2.1.4 Déclinaison de l'approche à différents niveaux scalaires

Le projet SIMARIS 2, dont j'ai assuré la coordination scientifique étend ces travaux à l'ensemble des activités marines à partir d'une approche de modélisation multi-échelle. Financées par la région Bretagne (via un appel à projets collaboratifs innovants), les recherches engagées ont également bénéficié du soutien du labex MER via le co-financement d'un post-doctorat (à hauteur de 50%) sur une durée de douze mois. Les recherches engagées visaient à explorer les apports d'un modèle multi-niveau pour caractériser le déroulement des activités marines (identification des zones et des contraintes de pratique) et identifier des zones et des périodes de forts enjeux en terme de gestion des conflits d'usage ou des pressions exercées sur les écosystèmes marins. Un prototype de simulation baptisé SIMARIS a été implémenté sur la base d'un couplage entre une base de données PostgreSQL/PostGis et un modèle multi-agent.

L'objectif est de formaliser explicitement les relations spatio-temporelles entre des entités spatiales (zones de pratique) et des processus environnementaux (contraintes de pratique). Pour ce faire, le modèle SIMARIS mobilise des procédures d'agrégation et de désagrégation visant à mettre en adéquation les données modélisées avec l'échelle de simulation choisie lors de la phase d'initialisation (Minelli et al., 2017). Compte tenu de la diversité des données manipulées (données statistiques, données matricielles et vectorielles, données temporelles) et l'hétérogénéité des niveaux d'organisation spatiale impliqués, la méthodologie développée est basée sur une approche ascendante. L'objectif est de relier plusieurs niveaux d'abstraction en se basant sur la résolution la plus élevée. Les développements ont été réalisés au sein de la plateforme multi-agent GAMA (Drogoul et al., 2013) en raison de sa capacité à intégrer pleinement les données

géographiques (continues, grilles, graphes). Cette spécificité permet d'associer chaque agent à une géométrie simple (comme un point, une ligne, un polygone) ou complexe (composée de plusieurs sous-géométries) et d'intégrer la topologie de la couche d'objets source. GAMA permet ainsi de définir plusieurs niveaux d'objets synchronisés à un environnement continu de référence (Taillandier *et al.*, 2014).

En ce qui concerne l'approche multi-échelle, il est possible de définir une résolution spatio-temporelle pour chaque niveau créé dans GAMA. En cas d'analyse multi-niveau, les agents peuvent être déclinés de manière imbriquée : une classe d'objet "species" peut ainsi être décomposée en plusieurs "sub-species". La classe "species" généralise les caractéristiques d'un groupe d'agents "sub-species" et, inversement, l'agent "sub-species" hérite des caractéristiques de l'agent "species". Le modèle SIMARIS intègre différents niveaux d'abstraction associés à cette imbrication d'agents pour restituer le déroulement d'activités marines en fonction d'une typologie hiérarchique (figure 20).

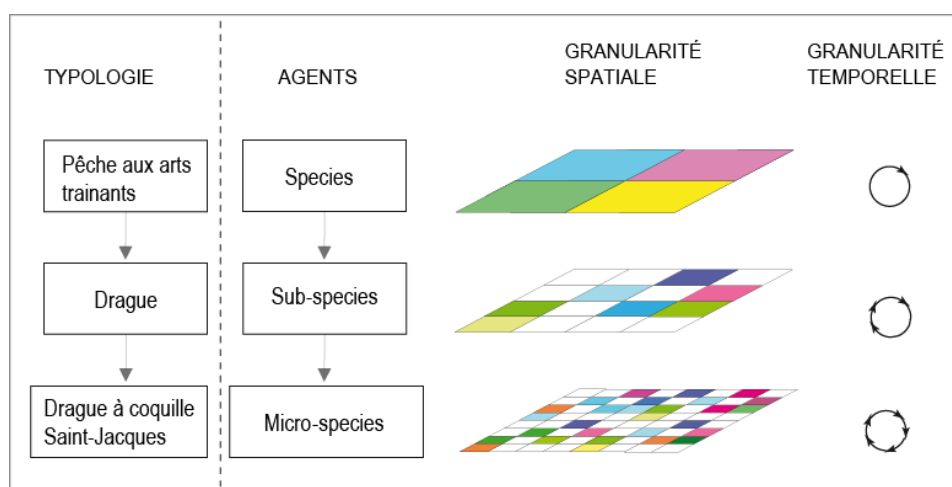


Figure 20 : granularité spatio-temporelle du modèle SIMARIS (Tissot *et al.*, 2015)

Appliquée aux activités de pêche, cette méthode permet de produire des analyses emboîtées du métier (pêche à la drague à la coquille Saint-Jacques) à l'activité générique (pêche aux arts traînants) en passant par des niveaux intermédiaires (pêche à la drague). La granularité temporelle est spécifiée à l'échelle globale (l'ensemble du modèle est étalonné sur le même pas de temps) ou à l'échelle des agents (species et/ou sub-species et/ou micro-species). Ce mode opératoire autorise la modélisation d'activités à différents pas de temps (seconde, heure, journée...). L'ensemble des agents est synchronisé par un ordonnanceur global qui contrôle le déroulement de la simulation. Afin d'optimiser la gestion des informations spatio-temporelles, l'ensemble des données utilisées par SIMARIS est administré au sein d'un serveur PostgreSQL/PostGis couplé à GAMA.

Le modèle SIMARIS étant dynamique et multi-niveau, la première chose à préciser lors de l'initialisation concerne l'emprise spatiale et la résolution temporelle de la simulation. En fonction de ces éléments, le modèle charge les couches d'information géographique (à partir d'une requête PostGis) et initialise les agents aux niveaux d'agrégation correspondants.

Par exemple, si la simulation concerne une zone de pêche (ou une partie de celle-ci) pour une résolution temporelle quotidienne, la modélisation sera concentrée sur l'action de pêche proprement dite. Les agents seront donc instanciés à l'échelle de l'activité unitaire (la plus fine de la typologie) et les données spatio-temporelles intégrées au niveau le plus fin. A l'inverse, une simulation à l'échelle de la rade de Brest sur un pas de temps annuel mobilisera des données synthétiques permettant d'avoir une vision globale des zones d'enjeu pour les activités marines concernées. Dans le cas de la pêche à la drague à la coquille Saint-Jacques, le modèle utilise des données spatialisées relatives à la bathymétrie, à la position des ports, à la réglementation, à la nature des fonds, aux habitats benthiques, aux gisements ou aux zones de pêche (en fonction des données disponibles pour la période considérée). Des données générales concernant les

conditions météorologiques (houle, marée, vent) et réglementaires (périodes de pêche autorisées ou interdites) sont également utilisées. L'ensemble de ces informations permet de calculer un territoire de pratique potentielle pour le pas de temps et l'échelle spatiale considérés. Il correspond généralement (des pondérations peuvent être introduites dans le calcul) à une zone optimale compte tenu de l'ensemble des contraintes qui pèsent sur le déroulement de l'activité. Lorsque des données relatives aux espèces cibles sont disponibles (carte des gisements ou modèle biologique simplifié), l'action de pêche est modélisée à l'échelle du bateau (modélisation de l'itinéraire, de l'action de dragage et du débarquement).

Les premiers résultats obtenus fournissent des informations sur la distribution spatiale des activités et le cas échéant sur l'exploitation des ressources marines à différents niveaux scalaires. Au niveau le plus fin, le pas de temps et de 10 minutes et le cluster unitaire est de 100 m². Les déplacements de bateaux sont restitués à un pas de temps de 30 minutes et les captures à une échelle journalière (figure 21). La résolution spatiale correspond à l'emprise des zones de pratiques potentielles et dépend donc des contraintes d'environnement.



Figure 21 : Résultats de simulation à trois niveaux d'échelles spatio-temporelles (Tissot et al., 2015)

Si les bilans à l'échelle des zones de pêche sont cohérents par rapport à ceux simulés par les prototypes Rad2Brest, les résultats obtenus à l'échelle des clusters unitaires sont plus difficiles à valider. Dans cette perspective une confrontation des sorties du modèle SIMARIS avec des données de positionnement en temps réel issues de balises AIS (Automatic Identification System) est en cours. Cette démarche reste complexe à mettre en œuvre car elle nécessite d'agréger des positions de pêche calculées à partir de données AIS (Le Guyader et al., 2017) à des échelles comparables à celle utilisées par SIMARIS.

D'autres méthodes de calcul, abordées en perspective sont également en cours d'expérimentation pour hiérarchiser les zones de pêche en fonction de leur fréquentation. Cette démarche est réalisée dans un cadre rétrospectif pour évaluer l'évolution historique des stocks de bivalves au regard des changements d'intensité de la pêche. Elle s'intègre au sein du thème 2 "changement global, état écologique et perspectives écosystémiques" de la Zone Atelier Brest-Iroise.

2.2 Modélisation des interactions entre activités de pêche à la drague et habitats benthiques

En rade de Brest, le domaine benthique est en grande partie constitué de maërl, algue calcaire formant un habitat biogénique protégé. Les enjeux associés à la conservation des habitats benthiques et au du maintien des activités de pêche à la drague ont motivé le développement d'un modèle simulant les interactions entre ces deux composantes.

Quelle que soit la composition des fonds marins, le passage d'une drague a un impact plus ou moins important sur la biodiversité des écosystèmes benthiques. Dans le cas du maërl, les dents de la drague pénètrent profondément le substrat bio-sédimentaire et peuvent en briser localement les brins (Grall, 2009), réduisant la complexité des fonds marins (Hartog et Archambault, 2002). La cohésion structurelle du banc est impactée et les différentes anfractuosités utilisées comme abris par différentes espèces sont détruites (Grall et Hall-Spencer, 2003 ; Grall, 2009). La pêche ne détruit pas le banc de maërl (Wilson *et al.*, 2004) mais elle affecte sa fonction d'habitat comme en témoigne les photographies réalisées sur des sites pêchés et non pêchés en rade de Brest (figure 22). Il en résulte une baisse importante de la biodiversité au niveau des bancs pêchés (Grall et Hall-Spencer, 2003 ; Grall, 2009).

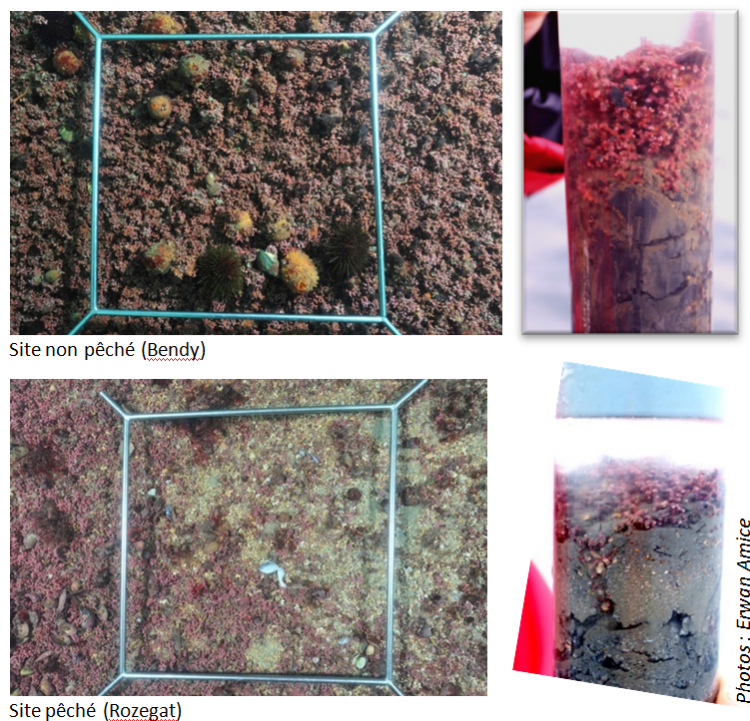


Figure 22 : comparaison de la structure de deux bancs de maërl en rade de Brest

Ce constat vaut tout particulièrement pour les zones de pêche à la praire qui se situent très majoritairement sur les bancs de maërl en rade de Brest. Par conséquent, la démarche de modélisation a été plus spécifiquement orientée sur l'activité de pêche à la drague ciblant la praire.

2.2.1 Modélisation les effets indirects de la pêche

Le modèle développé a pour fonction de modéliser l'action de la drague qui, en pêchant la praire, prélève également des prises accessoires (espèces non ciblées) et modifie la composition des peuplements benthiques. C'est précisément cette modification de la biodiversité que l'on souhaite mesurer à travers la modélisation d'indicateurs de suivi de la diversité de de l'habitat maërl.

Cette finalité place le modèle à un niveau d'abstraction assez élevé puisque l'objectif n'est pas de modéliser la dynamique des populations benthiques mais plutôt de se placer dans une logique d'analyse des interactions entre une activité anthropique et des ressources naturelles exploitées (figure 23). L'approche proposée se base sur une structure multi-agent intégrant un automate cellulaire chargé de restituer la variabilité de la composition de l'habitat de maërl au regard des changements d'intensité de la pêche. L'implémentation a été réalisée dans l'environnement proposé par la plateforme CORMAS (Bousquet *et al.*, 1998)

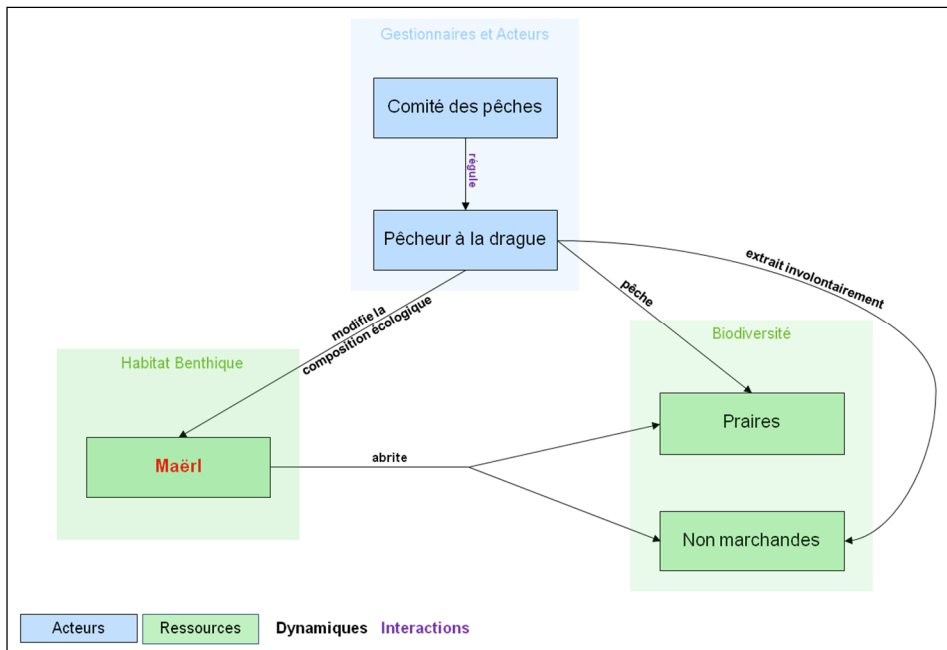


Figure 23 : Structure du modèle implémenté sous CORMAS

Deux types d'agents ont été implémentés : l'agent *ComitedesPeches*, dont le rôle est de gérer l'activité de pêche (nombre de licences accordé, calendrier réglementaire) et l'agent *Pecheur* à la drague, dont l'action de pêche modifie la composition de l'habitat benthique.

L'effet d'une drague sur le benthos étant un phénomène localisé, l'échelle d'analyse choisie est directement liée à la surface d'impact d'une drague. La résolution de l'automate cellulaire correspond ainsi à un quadrat de 1,50 m x 1,50 m. Cette précision permet d'être en phase avec les échelles d'analyse du modèle Rad2Brest et les suivis d'indicateurs biologiques réalisés dans le cadre du REBENT⁹. Elle pose néanmoins une limite importante en termes de temps de calculs qui dépendent directement du nombre d'objets à manipuler sachant que l'affichage des résultats s'effectue en temps réel (contrairement au prototype Rad2Brest qui agrège l'affichage à l'échelle de la zone de pêche). L'étendue du domaine de simulation a ainsi été limitée à une zone de 9 ha, soit 40 000 cellules. (figure 24). La zone d'emprise du modèle a été déterminée en fonction de la position des points de mesures du réseau REBENT. Elle se situe dans le banc de maërl de Rozegat et comporte un point de mesure permettant de disposer de nombreuses données sur les caractéristiques biologiques des habitats benthiques. De plus, cette zone représente un intérêt particulier car le suivi scientifique, commencé en 1992 montre une absence la pêche jusqu'en 2004 où la praire redevient très convoitée suite à l'apparition d'une toxine (Amnesic Shellfish Poisoning) touchant la coquille Saint-Jacques.

⁹ « Le réseau benthique (REBENT) permet de recueillir et mettre en forme les données relatives à la distribution des habitats côtiers et au suivi de leur biodiversité faunistique et floristique, afin de mettre à disposition des scientifiques, des gestionnaires et du public un état des lieux pertinent et cohérent et d'en détecter les évolutions spatio-temporelles. » (<http://www.rebent.org>).

Ce contexte permet d'avoir à disposition un état des lieux considéré comme initial et une vision du changement d'état suite à la reprise de la pêche à la praire.

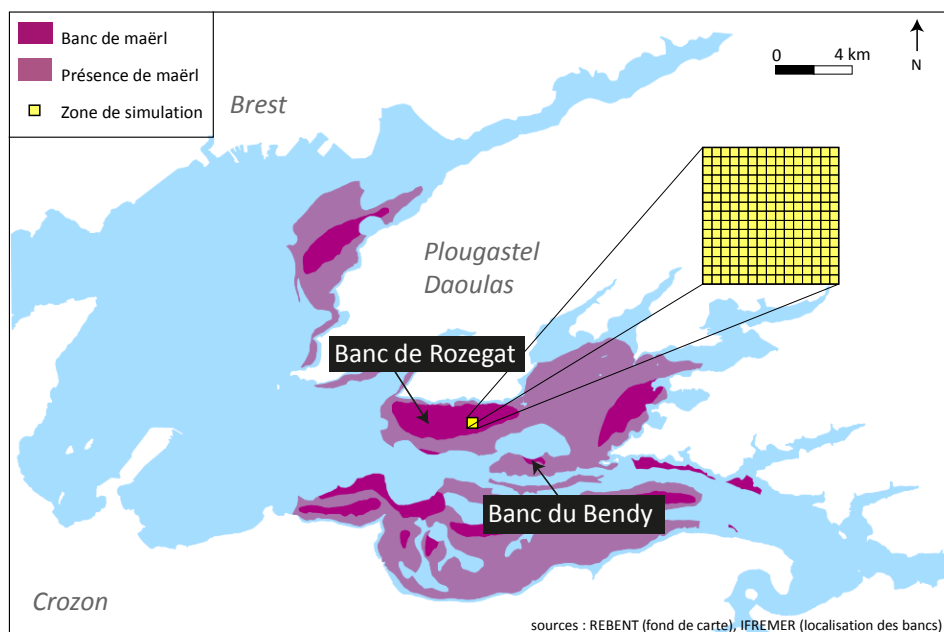


Figure 24 : Site d'application du modèle

Les données de suivi du point REBENT ont été extrapolées à l'ensemble de la zone qui est considérée comme homogène à l'état initial. Cette généralisation permet de s'affranchir de la complexité des processus inhérents à la dynamique intra-banc qui reste extrêmement délicate à modéliser. Les données concernant le nombre de bateaux potentiellement présents sur la zone de pêche sont fournies par le modèle Rad2Brest. Le choix de l'espèce cible est en effet conditionné par des paramètres généraux à l'échelle de la rade qui détermine le choix d'armement du pêcheur pour un jour donné. La zone de pêche et l'espèce ciblée dépendent de la stratégie de pêche mais également des conditions d'environnements. En cas de d'épisodes de pollution de type ASP, touchant généralement la coquille Saint-Jacques, les pêcheurs se reportent sur d'autres espèces (majoritairement la praire). Ces changements peuvent également intervenir en fonction de la variabilité des prix à la criée. Il en résulte une variabilité des effets de charges sur les bancs de praires et implicitement sur l'impact du passage des dragues.

2.2.2 Intégration de la composante biologique

Les mécanismes biologiques des espèces benthiques sont difficiles à appréhender car ils sont nombreux et résultent de processus biogéochimiques en interaction :

- les facteurs physiques et chimiques qui influencent la distribution et le développement des communautés ;
- les mécanismes de l'écosystème et leurs interactions ;
- la grande variété d'espèces;
- les particularités biologiques propres à chacune des espèces : taux de croissance, dynamique de population, facteurs limitant, etc.

Afin d'éviter les écueils d'une analyse de processus, le choix de travailler sur la base d'indicateurs a été retenu. Deux indicateurs principaux ont été sélectionnés en raison de leur capacité à représenter la biodiversité d'un habitat marin : la richesse spécifique et le rapport épifaune/endofaune.

Il semblait également illusoire d'être en capacité de travailler sur l'ensemble des espèces échantillonnées sur le site d'observation (près de 200). Dans le but d'obtenir un échantillon représentatif des différents groupes

faunistiques et de la sensibilité des organismes au passage d'une drague, un échantillon de 15 espèces représentatives des différents groupes taxonomiques ont été sélectionnées (figure 25).

	Impact du dragage		
	Négatif	Neutre	Positif
épifaune	<i>Paracentrotus lividus</i> <i>Psammechinus miliaris</i> <i>Pyura tessellata</i> <i>Asterina gibbosa</i> <i>Leptopenctata sp.</i>	<i>Pisidia longicornis</i> <i>Eunice harassii</i> <i>Janira maculosa</i>	
endofaune	<i>Terebellides stroemi</i> <i>Venus verrucosa</i>	<i>Nematonereis hebes</i> <i>Notomastus latericeus</i> <i>Harmothoe sp.</i>	
nécrophage			<i>Pagurus bernhardus</i> <i>Lysianassa ceratina</i>

Figure 25 : Echantillon d'espèces intégrées au modèle

Chaque espèce est caractérisée selon 6 critères :

- son nom ;
- un indice de vulnérabilité face à la drague : 0 neutre ; 1 positif ; -1 négatif ;
- un pourcentage d'extraction, calculé en fonction de l'indice de vulnérabilité ;
- une valeur d'abondance, c'est à dire le nombre d'individus par espèce. Elle est calculée à partir des données d'observation de l'état initial dans lequel le nombre des espèces est considéré comme étant le plus important ;
- un taux de croissance qui dépend des capacités de colonisation des espèces et de la dissémination par les pêcheurs des prises accessoires qui sont rejetées en dehors du bateau lors du tri de la pêche. Ces paramètres restent complexes à modéliser. La fonction de dynamique des populations a donc été simplifiée au maximum pour éviter de bruyier le modèle. Elle se base sur une fonction de colonisation linéaire limitée à un voisinage propre à chaque espèce ;
- le groupe auquel elle appartient : épifaune, endofaune ou nécrophage. Ces informations sont utilisées pour calculer le rapport épifaune/endofaune en termes d'abondance.

2.2.3 Simulation de l'impact des traits de dragues sur la structure des habitats

A l'initialisation du modèle, chaque cellule contient l'échantillon des 15 espèces sélectionnées. La valeur de la richesse spécifique (13, en l'absence des nécrophages) et du rapport épifaune/endofaune (3,09) est la même sur l'ensemble de la zone.

Les espèces sont classées par ordre d'abondance. En effet, certaines espèces en tête de classement telles que les oursins attestent de l'absence de pêche. Cette hiérarchisation permet de caractériser le type de peuplement, notamment la présence importante ou non de l'épifaune.

A chaque pas de temps, la cellule, indépendamment de la pêche a sa propre activité biologique caractérisée par trois processus. Le premier est associé à la dynamique naturelle des espèces, c'est-à-dire le taux de croissance des individus modélisé à l'échelle de la cellule. Le second concerne une fonction de recolonisation qui tient compte de la distribution spatiale des espèces au voisinage des cellules pêchées et de leur capacité de déplacement. Le troisième traite de l'apparition, la diminution ou la disparition des nécrophages en fonction de l'intensité de la pêche.

Par ailleurs, à chaque pas de temps, les cellules trient les espèces par ordre d'abondance, et recalculent la richesse spécifique et le rapport épifaune/endofaune. L'ensemble de ces données peut être représenté spatialement *via* l'automate cellulaire (figure 26).

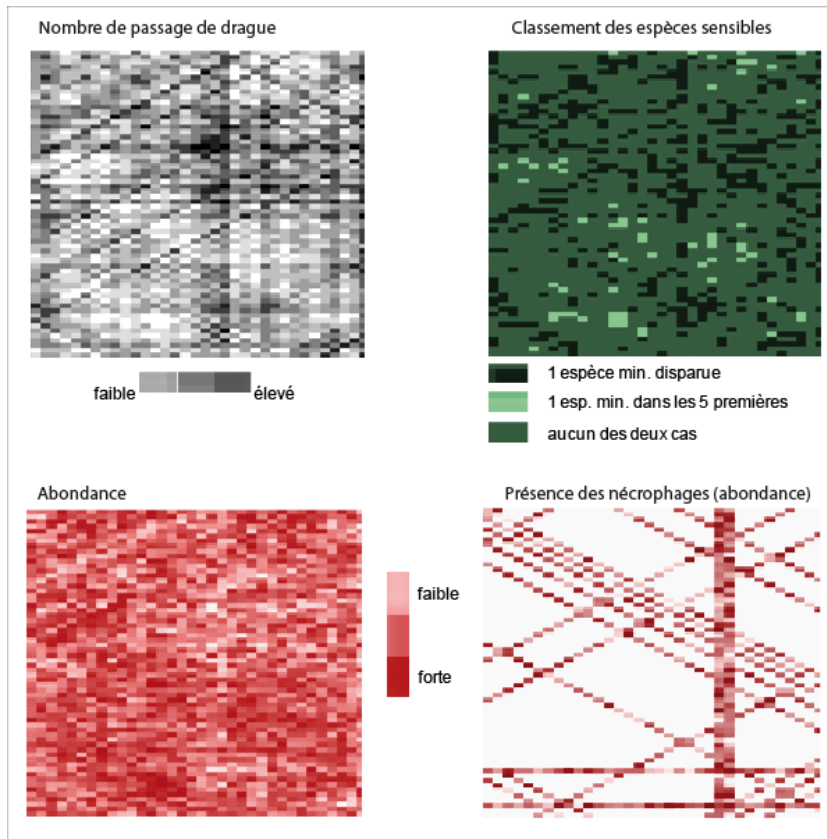


Figure 26 : Visualisation des résultats à l'échelle des quadras

La validation du modèle reste difficile à mener car l'échantillonnage des points de contrôle est réalisé à une fréquence annuelle. Il est donc impossible de tenir compte des variations intra-annuelles des processus faunistiques. Les données spatialisées produites par le modèle peuvent néanmoins être rapportées aux mesures de terrains pour identifier des seuils d'abaissement et déterminer la fréquence et l'intensité de la pêche associée. Dans cette perspective, des tests de sensibilité ont ainsi été réalisés pour évaluer le rapport entre nombre de traits de drague et la richesse spécifique. Ils ont permis d'identifier des seuils de perte de biodiversité qui dépendent à la fois du nombre de passages et de leur fréquence (figure 27).

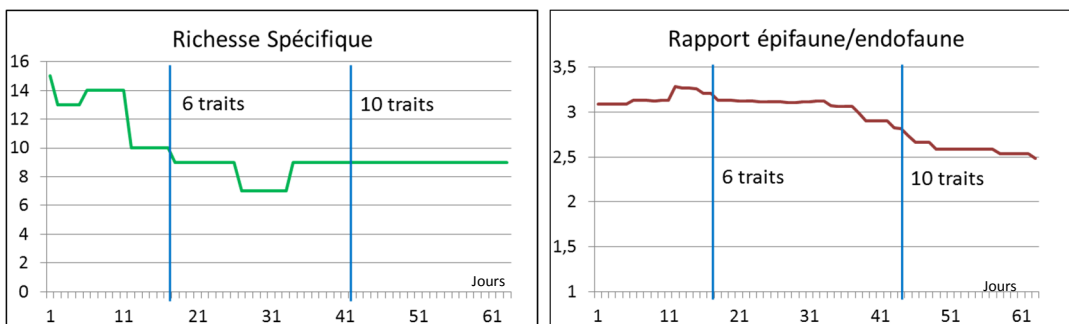


Figure 27 : Résultats de l'impact du passage de dragues sur la richesse spécifique et le rapport épifaune/endofaune (simulation sur une période de 61 jours)

L'examen des simulations réalisées montre que la richesse spécifique diminue dès le premier trait de drague pour atteindre un nombre oscillant entre sept et neuf espèces (selon la présence de nécrophages). Ces valeurs sont atteintes au bout de six traits de drague sur un intervalle de dix-huit jours. La baisse simulée équivaut à celle observée sur le terrain *via* les mesures réalisées au niveau du point REBENT. Le nombre

d'espèces peut varier à très court terme avec l'apparition des nécrophages comme *Pagurus bernhardus* et *Lysianassa ceratin*.

En cas d'arrêt de la pêche, les nécrophages disparaissent progressivement et la courbe de la richesse spécifique se stabilise autour de huit espèces. L'état initial n'est pas rétabli.

Concernant, le rapport épifaune/endofaune, les valeurs calculées sont conformes à celles de l'échantillon du point REBENT et atteignent un rapport de 2,5 après dix traits de dragues sur un intervalle d'une quarantaine de jours. En termes d'abondance, on retrouve également le même rapport, mais plus tardivement, avec un peu moins de dix traits de drague. Lorsque la saison de pêche prend fin, la recolonisation des quadras par certaines espèces améliore le rapport. Ces résultats sont à considérer avec prudence en raison de la croissance très rapide de certaines espèces (comme *Pisidia longicornis* et *Eunice harassii*) et de leur très faible vulnérabilité face au dragage. Le rapport épifaune/endofaune peut ainsi remonter rapidement sans que la biodiversité globale soit véritablement améliorée.

Même si ces premiers résultats restent partiels et nécessitent une analyse plus approfondie pour en mesurer la vraisemblance à l'échelle de la rade de Brest, ils apportent des données inédites sur les interactions potentielles entre la pêche à la drague et les habitats benthiques associés.

Chapitre 3

Analyser les mécanismes d'adaptation des activités humaines confrontées à des changements environnementaux

En prolongement d'une modélisation de la variabilité du déroulement des activités anthropiques, l'analyse des relations entre ces changements d'intensité et l'évolution des conditions environnementales constitue un second pilier thématique de mes recherches. Cette démarche vise à évaluer les capacités d'adaptation des activités confrontées à des changements globaux et locaux. Au sein de cette problématique générale, trois cas d'applications très diversifiées abordent différents modes d'adaptation : le premier est associé aux changements des pratiques ostréicoles en fonction de la qualité des eaux côtières ; le second, à la modification des flux de visiteurs en lien avec la transformation d'un grand site touristique ; et le troisième, à l'adaptation des activités viticoles au changement climatique.

1. Modélisation des activités ostréicoles en milieu perturbé

L'analyse des implications de la dégradation de la qualité des eaux côtières sur les activités d'aquaculture marine représente un enjeu important dans un objectif de gestion de l'équilibre des écosystèmes côtiers. Ce champ d'application ouvre également des perspectives intéressantes pour l'identification de seuils de développement des activités au regard des capacités d'absorption et d'épuration des écosystèmes côtiers qu'elles exploitent.

Abordée dans le cadre du programme GERRICO¹⁰, cette problématique entre en résonance avec une forte demande des professionnels de la filière en matière d'outils permettant de mieux évaluer la variabilité des rendements de production en relation avec la qualité de l'eau et de projeter des scénarios d'adaptation pour optimiser la distribution spatiale des zones de production.

1.1 Une chaîne de modèles pour aborder une problématique complexe

La baie de Bourgneuf, zone d'expérimentation du programme GERRICO (figure 28), possède des caractéristiques assez singulières qui en font un site pilote particulièrement pertinent. C'est une baie macrotidale de 340 km² dans laquelle l'activité conchylicole est de première importance : elle y concentre environ 300 entreprises pour une production évaluée à 10 000 t/an (Le Grel et Le Bihan, 2009). C'est également une des baies les plus turbides d'Europe, où la variabilité de la qualité des eaux et la présence de compétiteurs trophiques perturbent le fonctionnement des activités conchylicoles (Cognie *et al.*, 2006). Malgré une abondance en nutriments, les rendements de production restent très faibles (Haure *et al.*, 2008). Une telle situation a amené les professionnels à utiliser des espaces considérables pour maintenir leur activité. Cette dynamique aboutit à une saturation progressive de la zone intertidale qui soulève des problèmes de compétition spatiale avec d'autres usages (pêche à pied, loisirs nautiques...). Sur le plan environnemental, le dépassement avéré de la capacité trophique du milieu présente un risque sanitaire associé à la propagation facilitée de pathogènes dans les différentes composantes de l'écosystème et plus généralement un risque de perte de biodiversité. Dans ce contexte, le comité interprofessionnel de la conchyliculture explore plusieurs pistes de relocalisation des activités sur l'estran (dans des zones non encore concédées) et en eaux profondes (élevage sur filières en suspension et en cages) qui soulèvent des questions relatives aux conflits d'usages potentiels avec des activités présentes dans ces zones.

Pour aborder cette problématique complexe une chaîne de modèles a été constituée. Elle mobilise un modèle hydrodynamique, chargé de simuler la variabilité de la turbidité (concentrations en Matière en suspension (MES) à l'échelle la baie) (Dussauze *et al.*, 2009) ; un modèle biologique de type *scope and growth*, permettant de restituer le cycle croissance des huîtres en fonction des paramètres environnementaux intervenant dans leur cycle biologique (Barillé *et al.*, 1997, 2011) ; et un modèle multi-agent, chargé

¹⁰ Programme de recherche de la Région des Pays de la Loire associant l'Université de Nantes et Ifremer (2007-2010).

d'intégrer les composantes environnementale, biologique et anthropique pour simuler l'évolution de la production ostréicole à l'échelle intra-annuelle et analyser les stratégies d'adaptation des ostréiculteurs.

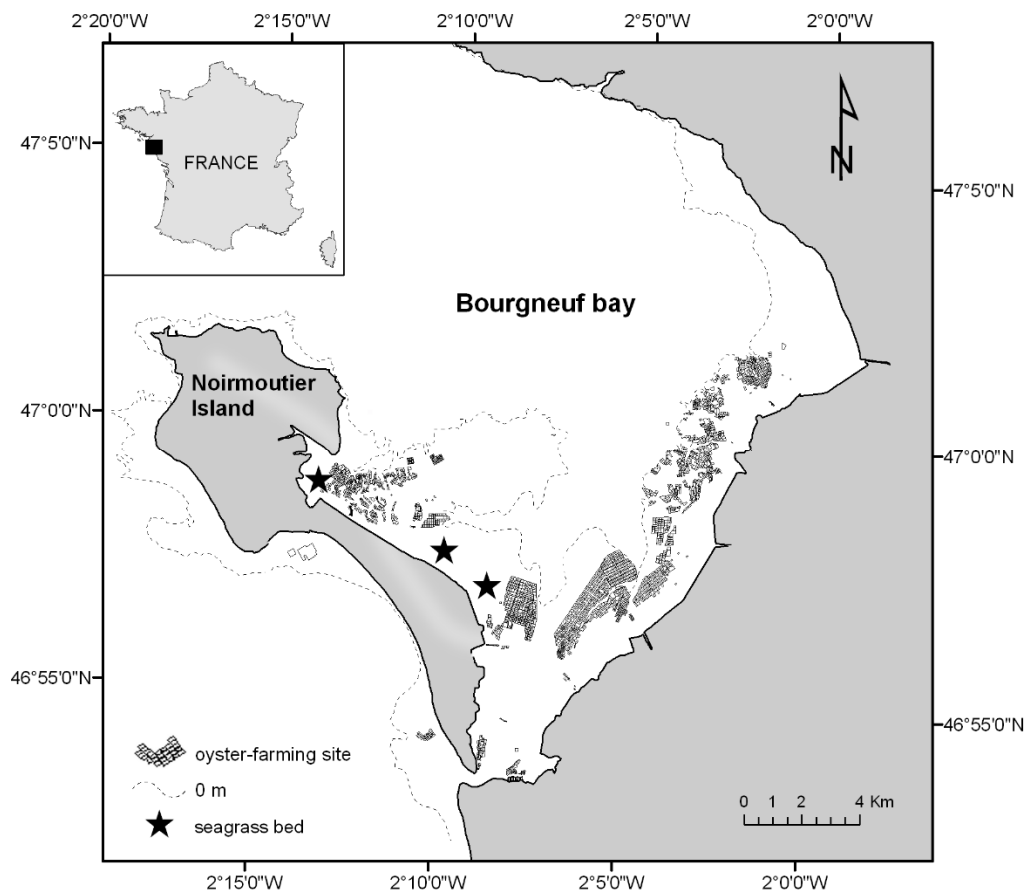


Figure 28 : Localisation des concessions ostréicoles en Baie de Bourgneuf

1.2 Organisation des systèmes de production ostréicoles et caractérisation des agents du modèle

Pour caractériser les systèmes de production et les stratégies d'exploitation, une typologie des ostréiculteurs a été réalisée à partir d'une enquête menée auprès de 15 % des entreprises de la baie. Il s'agissait de mieux comprendre leur organisation et la logique des exploitants ainsi que les contraintes auxquelles ils se heurtent dans la mise en œuvre de leurs choix productifs (Le Grel et Le Bihan, 2009). Contrairement à beaucoup de classifications fondées sur des critères techniques et de taille, la typologie proposée est basée sur des critères fonctionnels (stratégie commerciale, part de la main d'œuvre familiale, localisation des concessions) ainsi que sur l'âge du chef d'entreprise et son degré de perception des risques. Il en ressort une typologie en trois groupes (figure 29) : l'un sature sa main d'œuvre (groupe 2), un autre sa surface de parcs (groupe 3) et un troisième s'affranchit de ces contraintes par une stratégie d'implantation multi-sites (groupe 1). Ceci renvoie à trois logiques très distinctes d'occupation de l'espace et d'ensemencement en naissains dans le bassin de Bourgneuf.

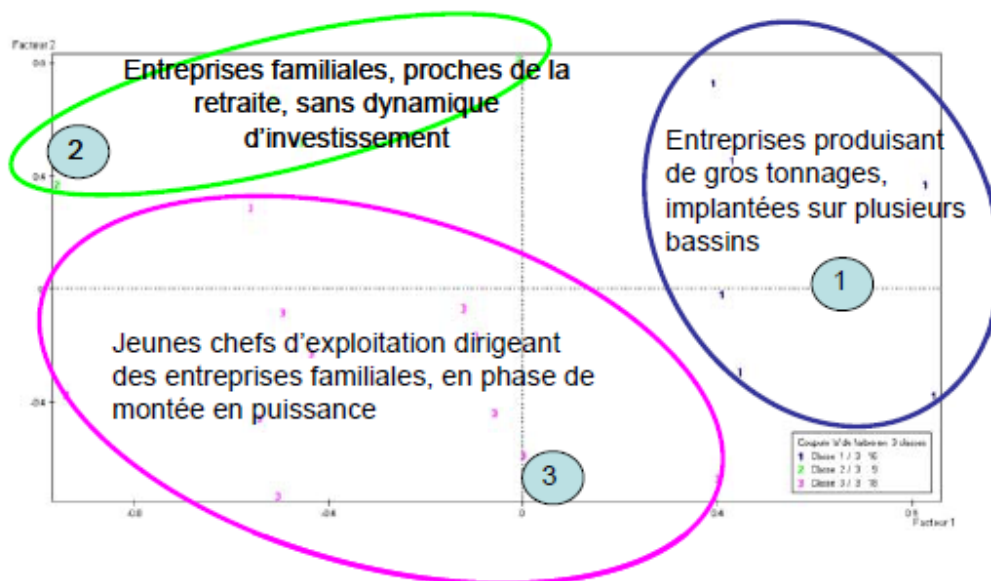


Figure 29 : Typologie des entreprises ostréicoles de la baie de Bourgneuf (Le Grel et Le Bihan, 2009)

Le choix méthodologique retenu permet de dépasser « l'effet taille » et de différencier deux classes (les classes 2 et 3) à l'intérieur d'un ensemble composé d'entreprises dont le niveau de production est voisin (autour de 30 t). Le ratio d'utilisation des surfaces concédées est de 96 % pour le groupe 3, 88 % pour le groupe 1 et 61% pour le groupe 2 (figure 30).

La disponibilité des parcs est donc le facteur limitant de la production des entreprises du groupe 3 alors que celles du groupe 2 ont une réserve substantielle. Quant à celles du groupe 1, elles disposent de parcs d'élevage à l'extérieur du bassin ; leur dépendance à l'égard de la baie, tant en termes de qualité de la croissance des coquillages que de la disponibilité de surfaces pour l'élevage est donc moins marquée. Cette classification rend ainsi compte de trois stratégies différentes d'utilisation du foncier conchylicole et de gestion des risques liée à une baisse de performances du milieu.

	Groupe 1		Groupe 2		Groupe 3	
	Moyenne	(Écart-type)	Moyenne	(Écart-type)	Moyenne	(Écart-type)
Âge	39,92 ans	(8,33)	49,5ans	(6,20)	40,53 ans	(9,32)
Tonnage produit	60,87 t	(25,99)	30,00 t	(21,55)	28,94 t	(13,19)
Surface exploitée	5,62 ha	(2,75)	2,88 ha	(1,19)	3,08 ha	(1,12)
Taux d'utilisation des surfaces concédées	88,36 %	n.d.	60,60 %	n.d.	95,83 %	n.d.
Part de la baie dans les surfaces exploitées	65,40 %	(22,59)	80,19 %	(23,55)	88,94 %	(15,18)

Figure 30 : Description des trois groupes d'entreprises ostréicoles (Le Grel et Le Bihan, 2009)

Les 289 entreprises ostréicoles recensées à partir des données de la Section Régionale Conchylicole se répartissent comme suit : le groupe 1 en rassemble 107, le groupe 2, 61 et le groupe 3, 121.

Ces informations ont permis de construire trois profils d'agents dans le modèle et d'y associer des stratégies de production (taux de remplissage des parcs : 88% G1, 61% G2 et 96% G3, répartition des ventes au cours de l'année...) et d'établir un niveau de réactivité à l'évolution des contraintes environnementales. Reprenant la structure proposée par l'approche DAHU trois classes d'agents génériques ont été implémentées (en JAVA) au sein d'un modèle baptisée GERRICO (figure 31) :

- les Agents *QuartierMaritime* dont le rôle est d'encadrer la production de coquillages dans une zone aquacole donnée. Ils ont également une fonction réglementaire dans la mesure où ils peuvent interdire la commercialisation de coquillages à la suite d'une pollution des eaux côtières d'origine tellurique ou marine ;
- les Agents *Aquaculteur* qui interviennent dans la gestion de la production. Ils sont au cœur de l'activité car ils définissent les choix techniques de la production en fonction des contraintes du site d'implantation de leurs concessions conchylicoles. Ils possèdent des capacités de réaction à l'évolution de leur environnement (qualité de l'eau, contraintes météorologiques et réglementaires, productivité du bassin, variations des prix, mortalités...) et peuvent donc adapter leurs méthodes d'élevage en fonction de ces contraintes ;
- les Agents *Concession* qui représentent les entités de production aquacoles. Ils détiennent un ensemble de caractéristiques associées aux espèces et aux modes d'élevages utilisés. En fonction de contraintes environnementales (température de l'eau, turbidité, chlorophylle a) et anthropiques (réglementation, pratiques d'élevage), le potentiel de production évolue et détermine le rendement de la concession.

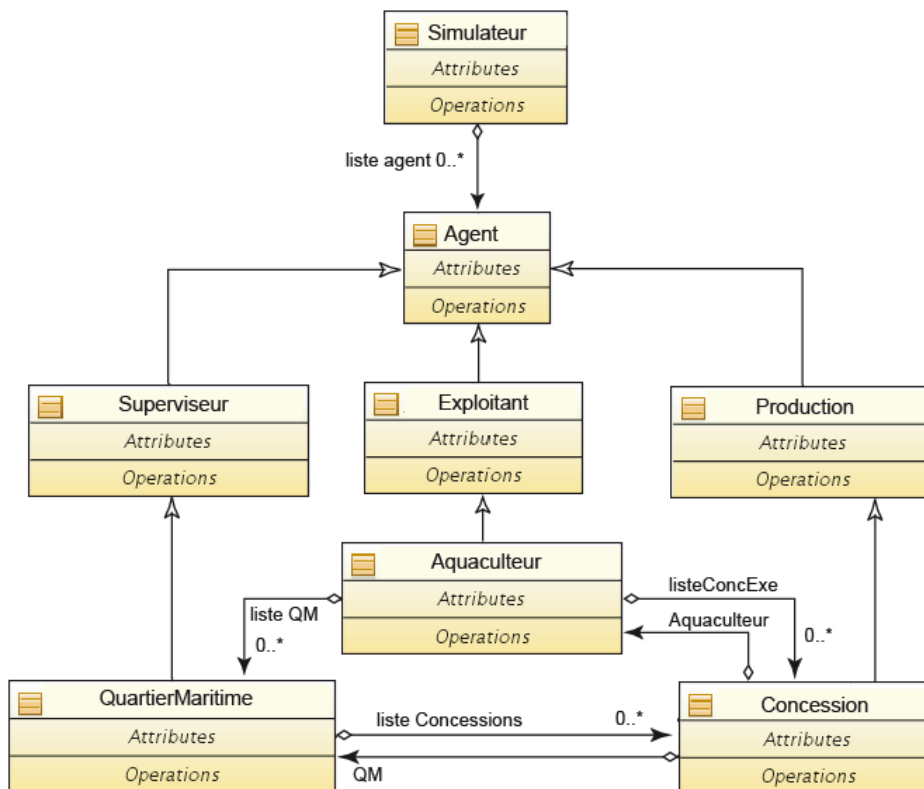


Figure 31 : Structuration des agents au sein du modèle DAHU-GERRICO

Sur le plan informatique, chacun des agents est identifié à un *thread*¹¹ intégrant des données techniques propres au fonctionnement de l'activité simulée et des contraintes spatio-temporelles inhérentes au domaine de simulation. Chaque agent possède des capacités de réaction génériques en fonction de la classe à laquelle il est intégré (*Superviseur*, *Exploitant* ou *Production*). La stimulation de ces capacités réactives

¹¹ Un *thread* est un processus léger et autonome possédant des fonctions prédéfinies comme la synchronisation avec d'autres *threads* ou encore la possibilité d'utiliser des sections critiques permettant d'éviter les conflits de partage de sources de données communes.

s'effectue via l'intégration de contraintes propres à chaque type d'agent. Les réponses données à ces stimuli dépendent donc du profil des agents. Un agent *Ostreiculteur* par exemple adaptera sa stratégie de production (densité, répartition spatiale des huîtres) et l'organisation de son activité (abandon, mise en restructuration ou réaffectation de concessions) en fonction des contraintes de marée, de courantologie et de qualité de l'eau mais également en fonction de ses objectifs et de ses contraintes économiques (une entreprise familiale et un établissement industriel n'auront donc pas le même type de réaction face une contrainte identique).

Compte tenu de l'hétérogénéité des données intégrées au sein la chaîne de calculs, l'étalonnage temporel du modèle est piloté par la classe simulateur qui a pour rôle de synchroniser les différents *threads* manipulés par la plateforme. Les agents possèdent des pas de temps horaires (agents *Concession*) ou journaliers (agents *QuartierMaritime* et agents *Aquaculteur*). L'ordonnancement des agents nécessite également de prendre en compte l'inertie temporelle des agents *Production* qui mettent un temps variable à atteindre un état cyclique¹². Une période d'équilibrage est donc calculée pour chacun des agents en fonction du profil d'élevage utilisé et de l'espèce concernée. Lors du lancement d'une simulation, certains *threads* sont lancés à une date antérieure à la date courante (déterminée en fonction de la durée d'équilibrage de l'activité) afin d'éviter un lancement simultané de l'ensemble des activités au premier jour de la simulation. Dans le cas de l'huître creuse diploïde *Crassostrea gigas* élevées sur table (cf. chapitre 1, figure 5) la durée d'équilibrage est de 139 semaines.

1.3 Modélisation de la production ostréicole

La modélisation de la production ostréicole est réalisée à l'échelle de l'agent concession. Implémenté au sein du compartiment "modélisation écologique" (cf. chapitre 1, figure 4) du modèle DAHU-GERRICO, cet agent a pour objectif de reproduire le cycle de croissance des huîtres et de fournir des informations de contrôle à son agent *Ostreiculteur* (taux de mortalité, variabilité des vitesses de croissance, distribution des effectifs par classe d'âge, densité d'élevage).

L'agent *Concession* constitue ainsi le point de convergence de la chaîne de modèles. Il intègre des paramètres issus du modèle biologique et des données de forçages provenant du modèle hydrodynamique et des paramètres biophysiques mesurés par des zones multi-paramètres immergées au nord et au sud de la baie de Bourgneuf. Toutes ces informations sont administrées au sein d'une base de données spatio-temporelles au format PostgreSQL/PostGIS couplé au modèle DAHU-GERRICO.

Pour simuler la croissance des huîtres, l'option retenue a été de produire une version simplifiée du modèle biologique et de l'implémenter dans les méthodes de l'agent *Concession*. Ce choix a été rendu possible grâce à la forte corrélation entre la courbe de prise de poids des huîtres et les valeurs de température, chlorophylle a et concentration en MES. Sur la base de ces trois paramètres, une régression multiple permet d'obtenir un coefficient de corrélation suffisant pour restituer la variabilité des vitesses de croissance.

La comparaison entre les résultats fournis par le modèle multi-agent et le modèle de type scope and growth (Barillé *et al.*, 1997) témoignent de cette bonne correspondance (figure 32).

Ce résultat découle d'une très forte influence de la turbidité qui est à la fois un facteur de croissance lié aux apports de nutriments et une limite du développement des huîtres lorsque le seuil de MES dépasse les capacités de filtration des bivalves (la saturation branchiale est évaluée à 192 mg/l, Barillé *et al.*, 1997).

¹² Récurrence du cycle de production par un équilibrage des entrées/sorties.

Pour tenir compte de la variabilité spatiale de la turbidité, un modèle hydro-sédimentaire a été développé dans le cadre du projet GERRICO (Dussauze *et al.*, 2009). Il permet de restituer l'influence des paramètres hydrodynamiques (courants de marée, houle et clapot généré localement) sur la remise en suspension des sédiments fins présents en fond de baie. Les résultats obtenus fournissent des informations spatialisées sur les concentrations en MES. Restituées à une résolution de 300 mètres ces données sont intégrées comme variables de forçage du modèle de régression. Elles permettent de tenir compte de la forte variabilité de la turbidité qui peut aller de 100 mg/litre dans la partie sud de la baie à 500 mg/litre dans la partie nord (Dussauze *et al.*, 2009).

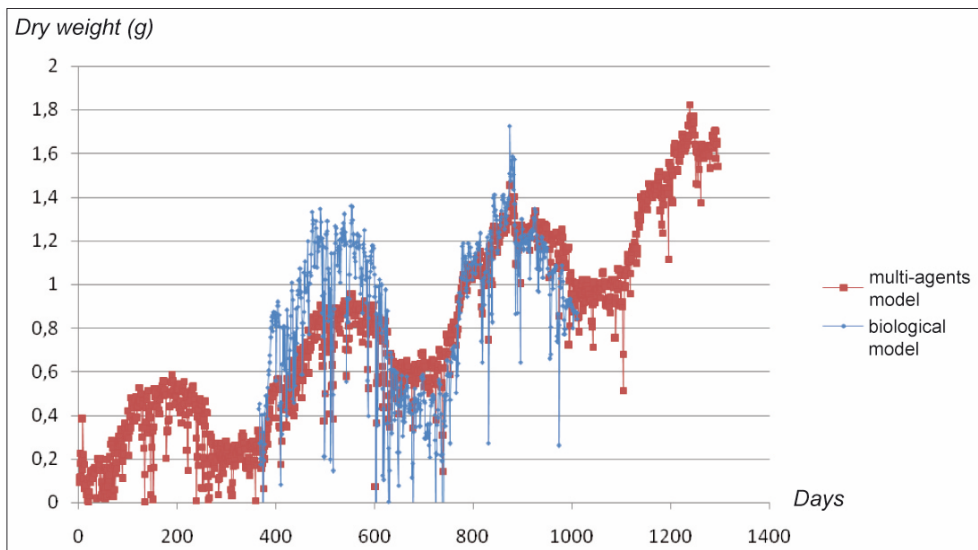


Figure 32 : Variabilité du poids sec de *Crassostrea gigas* sous contraintes d'environnement (T° , $Chla$, MES) sur la période 2004/2007 (en rouge : simulées par le modèle multi-agent, en bleu : simulées par le modèle biologique ; $R^2 = 0.9516$) (Tissot *et al.*, 2012).

1.4 Simulation de la variabilité des rendements et des stratégies de production

Les résultats de simulation de croissance indiquent une forte variabilité spatiale de la croissance des huîtres selon la localisation des principaux bancs ostréicoles (figure 33). Les plus mauvaises croissances sont simulées au nord de la baie par opposition à des zones plus favorables au sud. Des variations intra-bancs sont également observées, avec de moins bonnes croissances des parcs situés en haut d'estran, pour lesquels le temps d'immersion est réduit et les turbidités sont les plus élevées.

A partir de ces premiers résultats, l'objectif est de tester les capacités de réaction et d'adaptation des agents face à différents scénarios. Une attention toute particulière est portée à l'étude des perturbations dans les systèmes de production et des changements de l'emprise spatiale de certaines pratiques (abandon de concessions marines jugées à risque par l'exploitant, redistribution des effectifs d'élevages dans des zones spécifiques...).

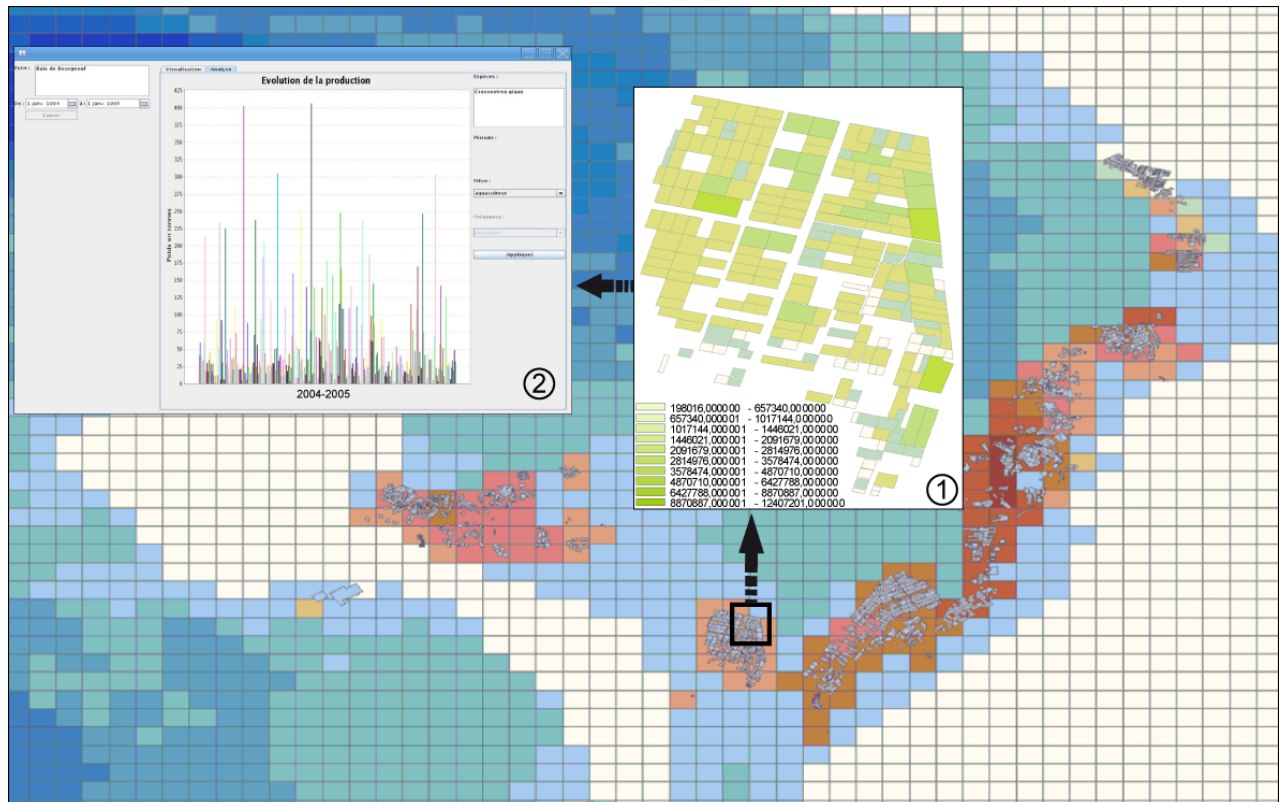


Figure 33 : Variabilité spatiale de la distribution des individus sur un banc de production (1) et des quantités produites à l'échelle de la baie de Bourgneuf dans un scénario de forte turbidité (2), (Tissot et al., 2012).

L'analyse des stratégies individuelles et collectives est également envisagée dans des contextes de pollution avérée ou pressentie (abandon de la production en attente d'indemnité, vente anticipée ou déplacement de la production sur d'autres sites...). Les informations fournies par l'agent *Concession* permettent de déterminer le nombre d'huîtres à un stade de croissance donné (figure 33) et d'évaluer le rendement des parcs ostréicoles (en fonction du rapport entre nombre d'individus et surface exploitée). Au regard des résultats obtenus et de leurs profils, les agents adaptent leurs stratégies de production en agissant sur plusieurs leviers.

Le premier concerne la modification de la répartition spatiale des huîtres en élevage, en fonction des potentialités de rendement des concessions pour un stade de production donné. Ce paramètre dépend à la fois du parc possédé (concentration des concessions au même endroit ou répartition dans différentes zones de la baie) et de la structure d'entreprise de l'ostréiculteur (stratégie mono ou multi-bassin de production). Le second levier est lié à la baisse de la densité d'huîtres dans les parcs (en fonction des objectifs de production) ou à la mise en rotation plus fréquente des concessions maintenues en nettoyage¹³ durant une période plus ou moins longue.

Le troisième levier mobilise des campagnes d'ensemencement supplémentaire de juvéniles pour compenser tout ou partie de la perte engendrée par des mortalités accidentelles ou chroniques.

Ces trois paramètres peuvent être associés dans le modèle par l'implémentation de règles d'adaptations en fonction de seuil de perception du risque. Par exemple un ostréiculteur

Ces changements de stratégies de production s'avèrent préjudiciables sur le plan économique car ils génèrent un surcoût, pèsent sur la rentabilité des entreprises à court et moyen termes (Le Grel et Le Bihan, 2009) et tendent à accroître les stocks en élevage dans les bassins de production, affectant ainsi les

¹³ Les concessions marines sont vidées de leur contenu et laissées aux cycles de nettoyage naturel des marées.

performances de croissance du milieu. Au regard de l'hétérogénéité des rendements de production et de la variabilité spatio-temporelle de la qualité de l'eau, une modification du pourcentage d'huîtres triploïdes dans la production (huîtres ayant un seuil de saturation branchiale plus élevé que les diploïdes) montre une amélioration des rendements dans les zones de forte turbidité.

Un scénario de redistribution spatiale d'une partie du parcellaire conchylicole des sites en eaux profondes a également été testé. Ce dernier point, abordé dans la thèse de Ion Tillier (Tillier, 2011), utilise un algorithme de calcul de zones d'interactions spatiales (Le Guyader, 2012) avec les activités de pêche professionnelle. Les sorties de calcul sont restituées sous forme de polygones stockant le nombre d'intersections journalières. Agrégés à l'échelle annuelle, ces résultats ont permis de caractériser des zones préférentielles d'implantation potentielle à partir des sites propices déterminés selon des conditions biophysiques (Glize, Louis, *et al.*, 2010).

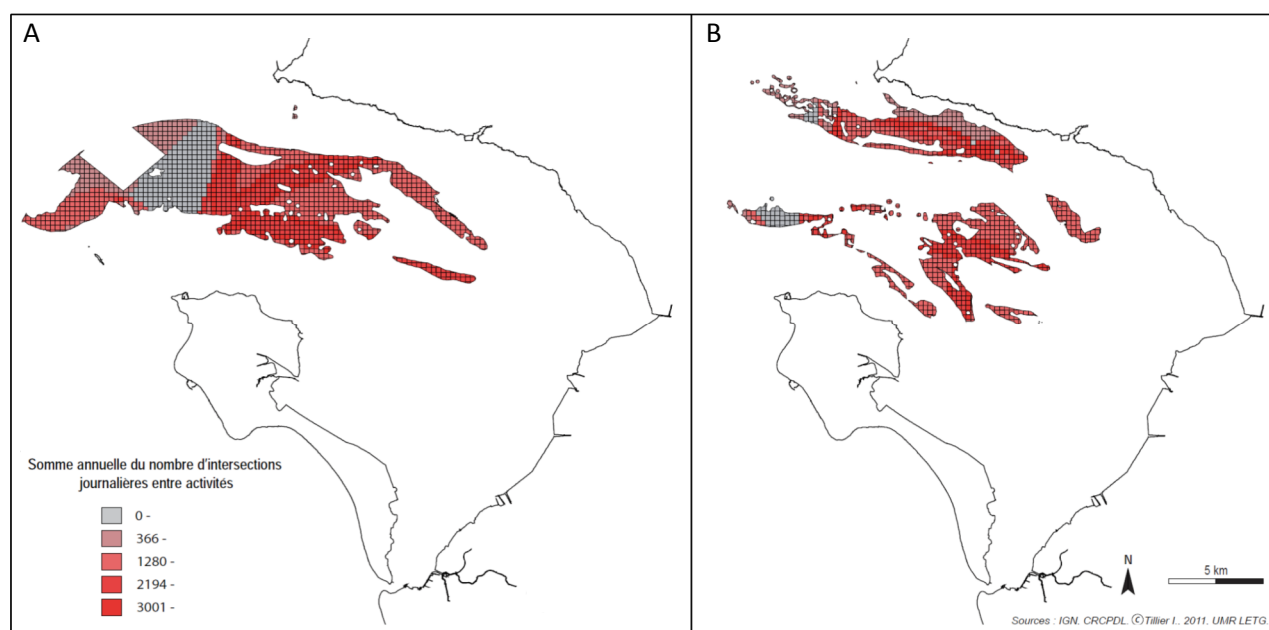


Figure 34 : Cartographie des interactions entre activités de pêche professionnelles et zones d'implantation de filières (A) et de cages (B) ostréicoles offshore en baie de Bourgneuf (Tillier, 2011)

En intégrant ces sites dans des zones possibles d'implantation, on constate que les ostréiculteurs des groupes 1 et 3 délocalisent rapidement leurs concessions ayant les plus faibles rendements. Ces simulations sont restées au stade expérimental en raison de l'absence de données fiables sur le potentiel de production de ces nouvelles techniques. Les études menées par le SMIDAP en 2009 et 2010 montrent en effet des résultats contradictoires sur les taux de suivi des huîtres qui remettent en cause la viabilité économique de ces modes d'élevages (Glize and Guisse, 2009 ; Glize, Tétard, *et al.*, 2010).

2. Variabilité spatio-temporelle des flux touristiques en conditions d'environnement modifiées

Cette thématique de recherche relativement éloignée des premières applications de mes travaux fait suite à ma participation à un contrat de recherche associé au programme de rétablissement du caractère maritime du Mont-Saint-Michel. J'ai dans ce contexte assuré le tutorat de la thèse CIFRE de Cécile Guégan et contribué au développement d'un modèle abordant la problématique des flux touristiques de ce site en pleine évolution.

Entre 2005 et 2015, le Mont-Saint-Michel, site patrimonial littoral le plus visité en France avec plus de deux millions de visiteurs par an (Le Berre, 2012), a fait l'objet d'une opération de grande envergure visant à restaurer l'insularité du site et à préserver son caractère maritime. Les travaux réalisés ont entraîné d'importantes modifications des conditions d'accès, de déplacement et de découverte du Mont.

Pour tenter d'évaluer l'impact de ces modifications sur les flux et le comportement des visiteurs, une démarche d'observation a été mise en place en 2008 avec, pour objectifs, d'identifier et de caractériser la fréquentation du site. Cette initiative a permis de recueillir des informations relatives à la dynamique des flux et aux comportements des visiteurs en moyenne et haute saisons. En complément, une approche de modélisation multi-agent a été développée afin de restituer la variabilité des flux de visiteurs avant et après la modification du site. Cette étude s'est appuyée sur un couplage observatoire/modèle afin d'aboutir à une restitution crédible de la variabilité des flux et des comportements des visiteurs dans l'espace et dans le temps.

Contrairement aux modèles précédents l'approche proposée n'intègre aucun objectif quantitatif associé à la production ou l'exploitation d'une ressource. La finalité est ici de restituer la variabilité des flux de visiteurs en intégrant l'ensemble des contraintes qui participent à la construction des itinéraires de visite.

L'hypothèse de départ est de considérer que la modification de l'environnement physique du site (augmentation de la distance de marche, création de nouveaux cheminements et points d'intérêts, possibilité d'emprunter une navette) va influencer sur les comportements de visite et se répercuter sur la distribution et la variabilité des flux touristiques aux abords et dans le site proprement dit (intra-muros).

Pour répondre à cette problématique, deux approches de modélisation conjointes ont été conduites. La première s'intéresse à la restitution de flux observés grâce aux différents dispositifs d'observation et de comptage du site, de manière à montrer la capacité du modèle à fournir des estimations vraisemblables des flux. Une seconde approche vise, à partir de simulations prospectives, à identifier des points ou des seuils critiques à partir desquels les conditions de visite se dégradent. Ces deux initiatives poursuivent un objectif de recherche opérationnel associé à une meilleure compréhension des mécanismes concourant à la modification des flux et à l'adaptation des futurs aménagements du site à cette variabilité.

2.1 Modélisation des déplacements pédestres

Les déplacements pédestres sont des processus complexes : ils résultent d'une multitude de comportements (bifurcation, évitement d'obstacles, accélération, arrêt...) et impliquent de nombreuses décisions prises avant ou au cours du déplacement. Ces comportements et décisions, plus ou moins aléatoires et opportuns, se placent à différents niveaux (stratégiques, tactiques, opérationnels) et peuvent interagir les uns avec les autres (**Erreur ! Source du renvoi introuvable.**³⁵). Ces processus s'adaptent en fonction de facteurs humains (perception, comportements individuels et/ou collectifs) et de facteurs environnementaux (conditions de circulation, morphologie du réseau, météorologie).

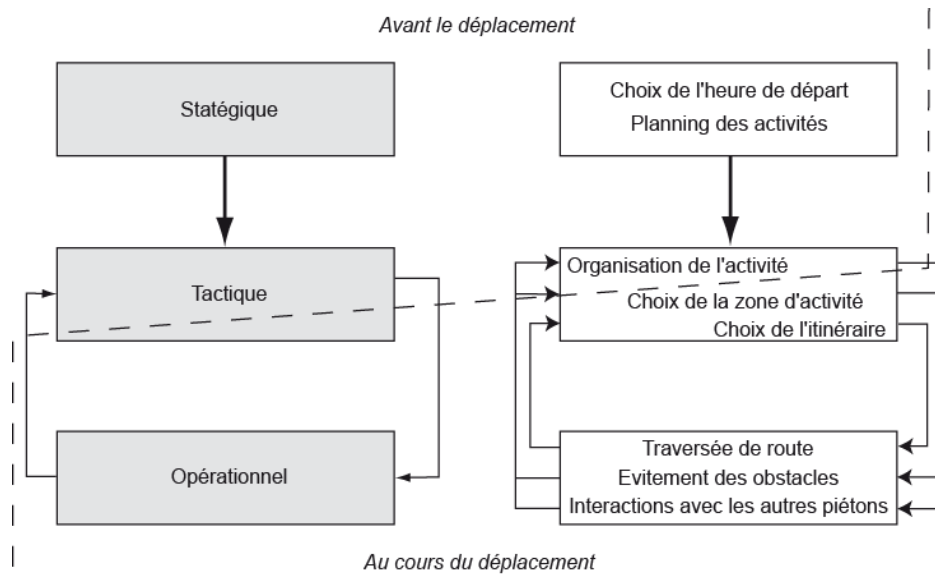


Figure 35 : Les niveaux de comportements de piétons et leurs interactions (Papadimitriou et al., 2009).

Les nombreuses contributions à la modélisation des déplacements de piétons montrent que les interactions entre ces composantes sont à l'origine de la variabilité des flux en milieu urbain (Hoogendoorn et Bovy, 2004 ; Banos et al., 2005; Louail et al., 2010) et dans les espaces naturels (Jochem et al., 2006 ; Gimblett et Skov-Peterson, 2008 ; Maldonado et al., 2011).

Le site du Mont-Saint-Michel est un site un peu particulier en la matière car il combine une zone intra-muros présentant des caractéristiques proches de conditions urbaines et des espaces naturels ouverts.

2.2 De l'observation à la modélisation

Une des caractéristiques de l'approche proposée dans ce projet est de combiner une démarche d'observation (Le Berre, 2012) et de modélisation (Guégan, 2012 ; Guégan et al., 2015). Ce choix méthodologique répond au besoin de disposer d'une base de données exhaustive de calibration et de forçage pour chacune des composantes du modèle.

Trois échelles de suivi ont été retenues pour caractériser le système touristique du Mont-Saint-Michel : la baie dans son ensemble, le complexe touristique du Mont (parking et zones commerciales extérieures) et le village proprement dit (site *intra-muros*).

Les deux dernières échelles utilisées dans le modèle fournissent des données de comptages précises de flux de personnes et de véhicules à l'échelle intra-journalière (comptage en temps réel grâce à des capteurs et un pointage des entrées) mais également des données plus ponctuelles sur les visiteurs et leurs pratiques sur le site (objectifs, itinéraire suivi, point d'arrêt, temps consacré à la visite...). Les informations relatives aux visiteurs proviennent d'échantillons enquêtés à différentes périodes de l'année (haute, moyenne et basse saisons).

Les différents protocoles mis en œuvre ont permis de produire des données de synthèse pour cinq rubriques permettant de caractériser le déroulement d'une visite ; les modalités d'accès au Village (transport collectif, automobile ou mode de déplacement doux), le profil des visiteurs (origine, CSP, âge...), les activités pratiquées (motivations et contexte de visites, motifs de satisfactions et/ou d'insatisfactions...), la perception de la fréquentation (niveau de sensibilité à la foule), et les itinéraires empruntés (point d'intérêts, nombres d'arrêt, distance parcourue...).

Toutes ces informations ont été utilisées pour construire les profils des visiteurs et définir des règles de comportements associées. Cette démarche très encadrée peut paraître restrictive dans la mesure où elle considère les différents paramètres de modélisation comme connus mais elle garantit une bonne connexion entre observation et modélisation qui constitue le cœur du projet. Le modèle peut ainsi être utilisé pour tester la pertinence de certaines données d'observation, montrer des lacunes éventuelles et fournir des éléments permettant d'ajuster les protocoles de collecte au besoin de la modélisation.

2.3 Le modèle MSM (Mont-Saint-Michel)

L'objectif du modèle développé est de simuler les interactions spatio-temporelles entre les visiteurs et leur environnement, d'observer leur manière de s'approprier le site afin d'apporter des éléments de réflexion pour la gestion de la fréquentation du site (Guégan *et al.*, 2015). Pour répondre à ces objectifs, un modèle multi-agents a été implémenté dans l'environnement NetLogo (Wilensky et Rand, 2015). Les développements réalisés mobilisent le module SIG de Netlogo afin d'utiliser les primitives graphiques (point, ligne, surface) des couches d'information produites dans le cadre du projet pour construire les agents du modèle. Cette configuration permet de répercuter tout changement de nature ou de structure des objets (redimensionnement d'un parking, d'un chemin, suppression ou déplacement d'un point d'intérêt...) sur les caractéristiques des agents.

Deux types d'agents sont intégrés dans le modèle. Des agents mobiles, les visiteurs et les navettes, et des agents statiques, les nœuds et les arcs, qui structurent le réseau de circulation (figure 36). La construction de ce modèle et l'implémentation des méthodes et des règles régissant les actions et comportements des agents s'appuient sur des données spatiales représentant la structure du site (parkings, voies de communication, estran...) et des données quantitatives, qualitatives et comportementales (issues des enquêtes et observations *in situ*).

Deux configurations ont été implémentées pour intégrer les situations avant et après travaux. Les éléments du modèle restent identiques à l'exception des navettes qui n'apparaissent que dans le modèle après travaux. Les espaces de simulation sont en revanche différents puisque le rétablissement du caractère maritime du Mont-Saint-Michel implique un déplacement des parkings et voies d'accès au site ainsi que l'intégration de nouveaux points d'intérêt susceptibles de modifier les itinéraires de visites des agents. La relation visiteur/point d'arrêt est au cœur du modèle puisque c'est elle qui détermine les interactions entre le visiteur et le site (figure 37).

Afin de représenter au mieux cette dynamique, les points d'intérêts ont chacun leur propre capacité d'accueil qui permet de calculer leur charge¹⁴ lors de la simulation, une durée de visite (c'est-à-dire le temps que peut passer un visiteur sur ce point), une impédance initiale¹⁵ et des règles quant à leur accessibilité (horaire d'ouverture ou de fermeture).

¹⁴ La charge d'un nœud correspond au nombre de visiteurs présents sur ce nœud à un instant t , rapporté à sa capacité d'accueil.

¹⁵ L'impédance d'un nœud, c'est-à-dire son attractivité, est son poids par rapport à un autre nœud. Plus l'impédance d'un point d'intérêt est forte, plus les visiteurs seront attirés par ce point au détriment d'un nœud voisin. Si la charge du nœud est élevée et/ou si le temps de visite d'un visiteur est dépassé, alors cette impédance initiale diminue et devient le nœud devient moins attractif pour le visiteur.

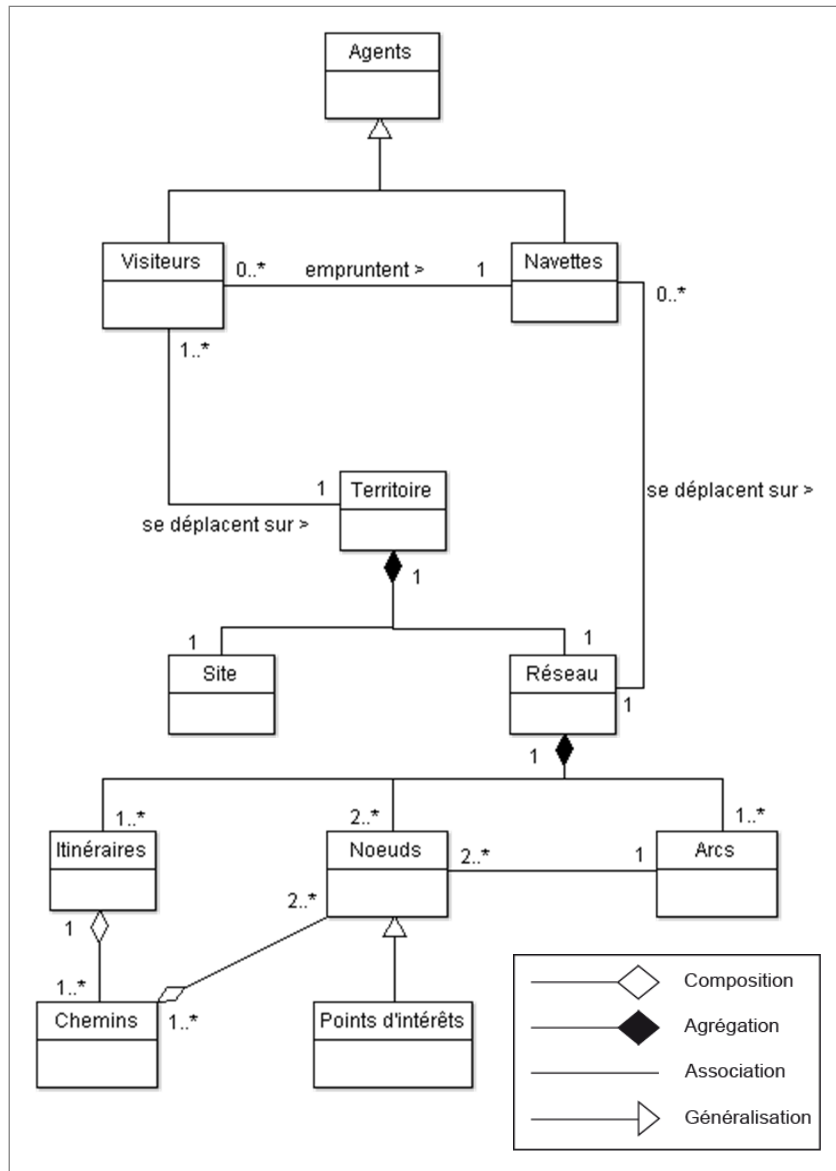


Figure 36 : Diagramme de classe du modèle MSM (Guégan, 2012)

L'environnement se modifie à chaque pas de temps en fonction des conditions de fréquentation. Les variables « impédance » et « capacité de charge » sont calculées en fonction du nombre de visiteurs présents sur chaque nœud. La sensibilité à l'impédance d'un nœud est différente selon le profil du visiteur (provenance, CSP, composition...) et ses objectifs de visites. Cette sensibilité fixée à l'initialisation, évolue au cours de la visite en fonction de l'état des conditions de circulation dans et en dehors du site.

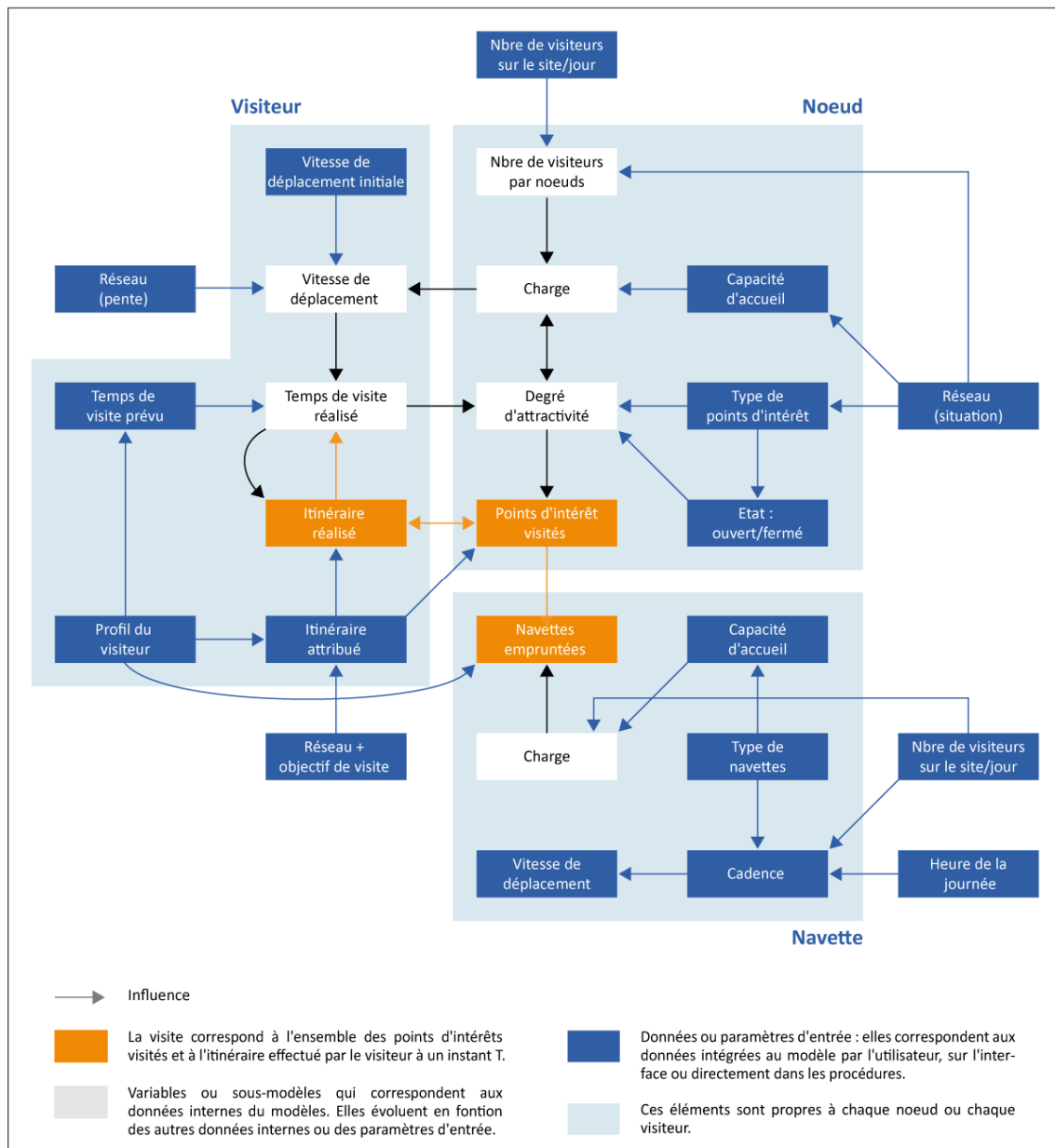


Figure 37 : Interactions entre les agents du modèle MSM (Guégan, 2012)

2.4 Simulations et analyses de la distribution des flux

La séquence de simulation démarre par une phase d'initialisation qui, en fonction d'un scénario (basse, moyenne, haute saison, fréquentation maximale), fixe l'ensemble des paramètres des agents. Le nombre de visiteurs journalier et la ventilation horaire des arrivées sur site dépendent du scénario choisi. Les agents Visiteur sont créés sur des "patches" correspondant aux aires de stationnement. De là, ils rejoignent un noeud de départ (à pied ou à bord d'une navette) leur permettant d'accéder au réseau de visite. En fonction de leur profil, ils se voient attribuer un itinéraire potentiel désigné aléatoirement parmi un ensemble de variantes possibles. Cet itinéraire comprend une série de noeuds et de points d'intérêts que le visiteur peut choisir de visiter ou non. Les choix réalisés dépendent des contraintes de visites (charge du réseau, impédance des noeuds, conditions météorologiques) et de la perception de ces contraintes (qui dépend du profil de l'agent).

L'interface du modèle (figure 38) permet de visualiser les résultats de simulation à deux niveaux d'échelles. La micro-échelle restitue des processus au niveau de l'individu (durée de visite, points visités, itinéraire

emprunté) et du point d'intérêt (niveau d'impédance ou de charge). La méso-échelle concerne le site dans son ensemble (nombre et répartition de visiteurs, charge du réseau). Ces deux échelles sont en interaction, la modification d'un paramètre à l'échelle d'un individu ou d'un point de visite (comme son heure d'ouverture ou sa capacité d'accueil) entraînant potentiellement une modification des flux ou des conditions de circulation sur le site.

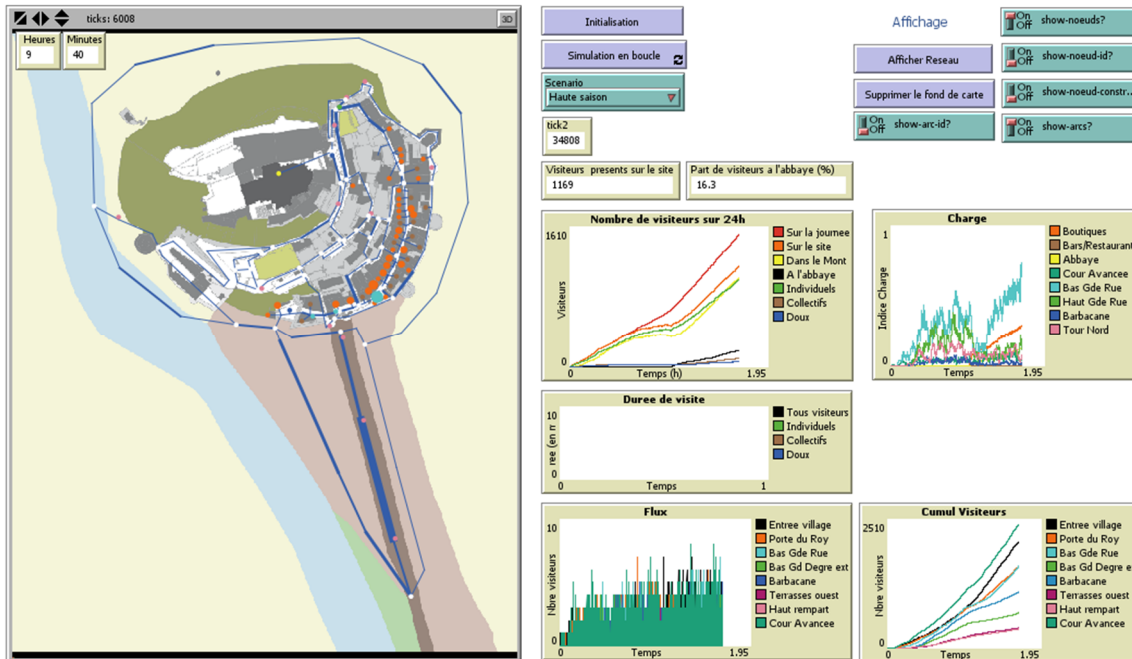


Figure 38 : Interface du modèle (situation avant travaux) (Guégan et al., 2015)

Les résultats obtenus montrent une baisse relativement contenue du nombre de visiteurs dans la situation après travaux. Cette diminution était pronostiquée par le syndicat mixte de la Baie du Mont-Saint-Michel en raison d'un temps d'appropriation des nouvelles conditions d'accès du site. Plus que la baisse du flux global, c'est la distribution spatiale et temporelle des déplacements qu'il est intéressant d'observer (figure 39). Les différents graphiques de la figure 39 permettent d'observer la dynamique des flux de visiteurs (reconstitution des trajectoires et des itinéraires de visite) et d'analyser les pratiques touristiques associées.

L'étude des indices de charge des principaux points d'intérêts du Mont montre que l'augmentation du temps d'accès au site *intra-muros* induite par la reconfiguration du lieu entraîne un décalage temporel des pics de fréquentation. Le flux de visiteurs est mieux réparti dans la situation après-travaux avec un étalement plus marqué des forts indices de charges. Le cas de l'abbaye est un bon exemple de cet effet de lissage. Les résultats laissent donc penser que le rétablissement du caractère maritime du Mont-Saint-Michel améliore les conditions de circulation pédestres *intra-muros*.

Cette tendance peut s'expliquer par l'apparition de nouveaux points d'intérêts dans la configuration après-travaux qui capte une partie du flux et joue un rôle d'amortissement de l'arrivée des visiteurs sur site. La comparaison des résultats avant et après-travaux montre, par exemple, que près d'un tiers des visiteurs s'arrêtent sur le site du barrage du Couesnon.

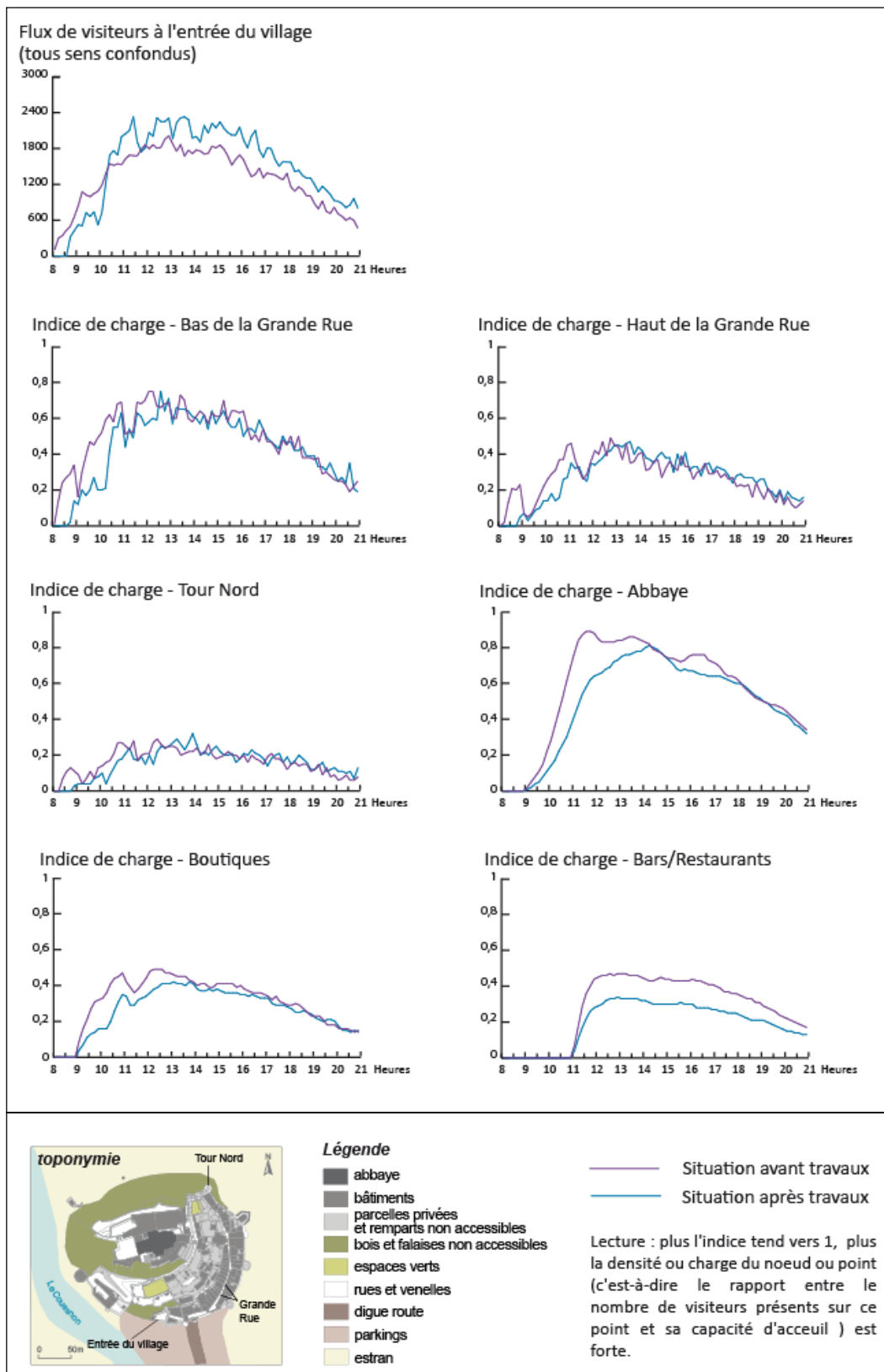


Figure 39 : flux de visiteurs et répartition des indices de charge sur les principaux points d'intérêt du Mont-Saint-Michel intra-muros (résultats de simulation à l'échelle d'une journée de haute saison après travaux)

Le modèle développé est en mesure de produire des analyses rétrospectives pour identifier les principales composantes ayant un impact sur la variabilité du flux, et prospectives pour tester des scénarios de gestion de crise (période de très forte fréquentation), ainsi que mener des réflexions sur d'éventuelles évolutions des infrastructures (nouveaux points d'intérêt, aménagement d'itinéraires secondaires). Il a dans cette perspective été transmis au Syndicat Mixte de la Baie du Mont-Saint-Michel à l'issue de la thèse de Cécile Guégan. L'évolution programmée de la structure de gouvernance et d'administration du site vers un Etablissement Public Industriel à Caractère Commercial (EPIC) chargé de coordonner la gestion et le développement du site nécessitera sans doute de mettre en place un nouveau partenariat pour poursuivre ce projet.

3. Adaptation des pratiques viticoles au changement climatique

La perspective du changement climatique est l'un des défis majeurs pour l'industrie du vin (Keller, 2010). Elle induit des impacts à court terme sur la qualité et le style des vins mais également des questions à plus long terme comme l'adaptabilité variétale et la durabilité économique des régions viticoles traditionnelles (Schultz et Jones, 2010 ; Quénot et Bonnardot, 2014). Pour faire face aux effets potentiels du changement climatique, notamment face aux risques environnementaux et socio-économiques, les viticulteurs sont amenés à reconsidérer leurs pratiques et leur stratégies de production (Battaglini *et al.*, 2009 ; Fraga *et al.*, 2012 ; Mosedale *et al.*, 2016 ; Ollat *et al.*, 2016). Dans cette perspective, de nombreuses études ont abordé la question des impacts futurs du changement climatique sur la viticulture à partir de modèles régionalisés (Webb *et al.*, 2007 ; Fraga *et al.*, 2013 ; Hannah *et al.*, 2013 ; Briche *et al.*, 2014). Un large éventail de solutions d'adaptation pour réduire les impacts du changement climatique sur la viticulture résulte ainsi d'approches régionalisées.

Si elle s'avère utile pour des réflexions menées au niveau de vastes zones de production, l'échelle régionale est peu adaptée aux questionnements des viticulteurs qui fondent leurs stratégies de production sur des indicateurs locaux (Quénot *et al.*, 2014). Pour aborder les impacts du changement climatique sur la viticulture, l'enjeu est donc de parvenir à mettre en relation les échelles régionales et locales pour aborder l'évolution potentielle des caractéristiques agro-climatiques des vignobles et évaluer les capacités d'adaptation des viticulteurs à ces modifications.

Cette problématique abordée dans le cadre du programme TERADCLIM (projet GICC terminé en 2014) est au cœur du projet ADVICLIM (projet européen LIFE en cours) dans lequel je suis fortement investi via la mise en œuvre d'une démarche de modélisation collaborative rassemblant différents outils et compétences au sein d'un modèle multi-agent baptisé SEVE (Simulating Environmental impacts on Viticultural Ecosystems).

3.1 Une structure multi-niveau pour aborder une chaîne d'interactions complexes

En ciblant l'impact du changement climatique sur la viticulture, le modèle SEVE combine deux niveaux d'échelle. Une micro-échelle vise à simuler la croissance de la vigne sous contraintes multiples (pente, exposition, nature des sols, variabilité climatique...), à modéliser les itinéraires agronomiques associés au cycle phénologique et à projeter des règles d'adaptation en fonction de différents scénarios. Une méso-échelle permet d'évaluer les potentialités d'adaptation de zones viticoles homogènes sur le plan des caractéristiques agro-climatiques (cycles phénologiques, résistance au stress hydrique, itinéraires agronomiques menés...).

Implémentées au sein de la même instance de modèle, ces deux échelles ont pour objectif de reconstituer la chaîne d'interactions entre variabilité climatique, phénologie, action agronomique et évolution des caractéristiques des terroirs viticoles.

Le modèle SEVE utilise le schéma organisationnel de l'approche DAHU (figure 40). Il intègre ainsi les trois classes génériques : *Production*, *Exploitant* et *Superviseur*. Celles-ci sont déclinées de la manière suivante :

- l'agent *Superviseur* peut prendre la forme d'une coopérative agricole ou d'une instance officielle comme l'Institut National des Appellations d'Origine (INAO). Il fixe le cahier des charges d'une ou plusieurs zone(s) d'appellation et impose des modes de production spécifiques. Il contrôle le cycle phénologique et les niveaux de maturité des baies simulés par l'agent *Parcelle*. Il contrôle également l'évolution des caractéristiques agro-climatiques de la zone dont il assure la gestion. En fonction de ces informations, l'agent *Superviseur* peut modifier le cahier des charges initial ou exclure une ou plusieurs parcelles d'une zone d'appellation ;
- les agents *Viticulteur* ont pour objectif de produire du vin conforme à un cahier des charges spécifiques en fonction de l'appellation visée. Cette action implique de cultiver la vigne dans des conditions optimales, compte tenu des spécificités agronomiques des parcelles, du mode de production et de la stratégie du viticulteur ;

- les agents *Parcelle* sont des entités de production du raisin. Elles peuvent appartenir ou non à une zone d'appellation. Ces agents ont pour rôle de restituer la dynamique de croissance de la vigne en fonction des conditions climatiques.

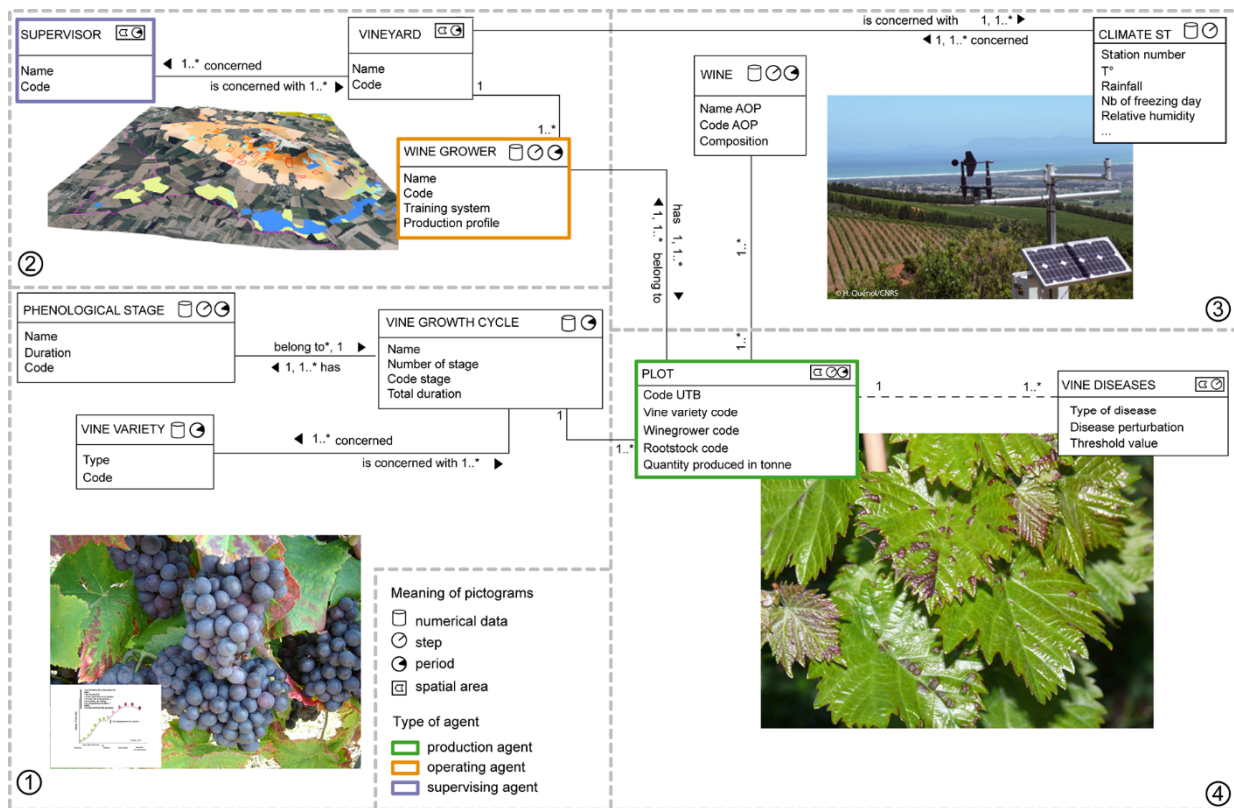


Figure 40 : Structure du modèle SEVE (Tissot et al., 2017)

L'implantation du modèle SEVE a été réalisée au sein de la plateforme GAMA qui propose un framework orienté données permettant de considérer les agents comme des objets spatiaux avec des propriétés topologiques (Drogoul et al., 2013). Les agents (nommés « species » dans GAMA) peuvent donc être synchronisés avec une topologie locale ou globale. Cette spécificité s'avère très utile dans le cas présent en raison de la nécessité de lier dynamiquement la micro et la méso-échelle. La figure 41 illustre la répartition des classes d'agents spatiaux en fonction de leur hiérarchie et des méthodes qui leur sont associées dans le modèle SEVE.

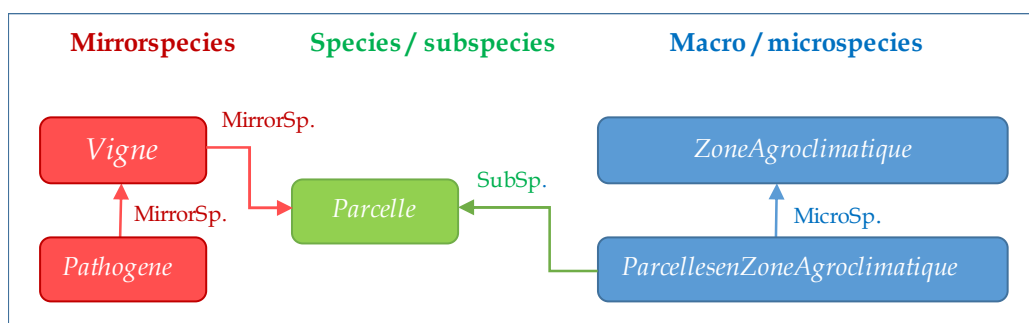


Figure 41 : Classes d'agents spatiaux associées à la classe Parcelle du modèle SEVE

L'espèce *Parcelle* possède ainsi une espèce miroir de type *Vigne* (association cépage/porte-greffe) possédant elle-même une espèce miroir de type *Pathogene* (pouvant rester en dormance ou s'activer en fonction de conditions spécifiques). L'espèce *Parcelle* est une sous-espèce de *ParcellesenZoneAgroclimatique* qui est une micro-espèce de *ZoneAgroclimatique*. Cette structure est utilisée pour construire, à partir des entités

élémentaires (*Parcelle*), des macro-espèces correspondant à des agrégats homogènes (*ZoneAgroclimatique*) en fonction de critères physiques (type de sol, pente, exposition...), du système de production utilisé (conventionnel, raisonné, biologique), du type de vin produit (cahier des charges associé) et des caractéristiques bioclimatiques (résistance au stress hydrique, sensibilité aux pathogènes...) des parcelles unitaires. Ces deux niveaux permettent également de simuler des stratégies individuelles (à l'échelle du viticulteur) ou collectives (à l'échelle d'une coopérative par exemple). La dimension spatiale et les spécificités de l'agent *ZoneAgroclimatique* évoluent donc en fonction des caractéristiques des parcelles qui le composent.

Les paramètres utilisés pour construire les agrégats peuvent être choisis lors de la phase d'initialisation. L'agent *ZoneAgroclimatique* peut également être utilisée pour calculer des itinéraires agronomiques les plus adaptés au regard des pratiques réalisées par les viticulteurs à l'échelle parcellaire.

3.2 Modélisation du cycle phénologique

La dynamique de croissance de la vigne fait appel à des algorithmes simples permettant de restituer le cycle végétatif à partir d'indices bioclimatiques. Ces indices ont été élaborés pour caractériser les potentialités climatiques d'une région viticole en fonction des types de cépages (Huglin et Schneider, 1998 ; Tonietto and Carbonneau, 2004 ; Morlat, 2010). De nombreuses études ont montré la forte corrélation entre les indices bioclimatiques, basés sur le calcul de sommes thermiques et le cycle phénologique de la vigne (Winkler *et al.*, 1974 ; Huglin, 1978 ; Jones et Davis, 2000 ; Duchêne et Schneider, 2005 ; Van Leeuwen *et al.*, 2008 ; Parker *et al.*, 2011, 2013).

Le modèle SEVE utilise la classification proposée par Baggiolini (Baggiolini, 1952) pour représenter les principaux stades phénologiques (figure 42).

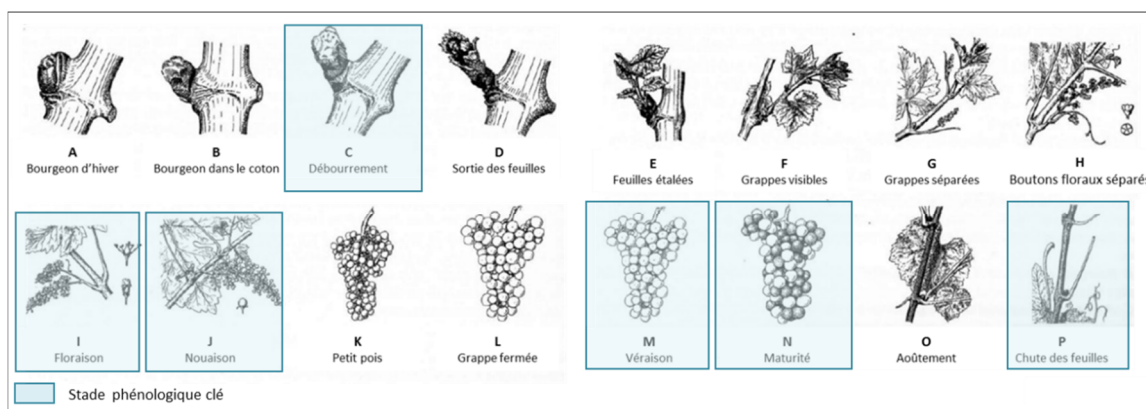


Figure 42 : Stades phénologiques utilisés dans le modèle SEVE (Baggiolini, 1952)

Le passage d'un stade à l'autre est calculé à partir de trois indices bioclimatiques en fonction du cépage, de la zone géographique et du stade phénologique concerné. La valeur de ces indices est calculée quotidiennement par les agents Vigne afin de savoir si la vigne est apte ou non à passer au stade suivant (figure 43).

L'indice de Winkler (Growing Degree-Day index) : correspond à la somme de la température moyenne $[(T_x + T_n)/2] - 10^\circ\text{C}$ (température de base) à partir du 1er Janvier (Winkler *et al.*, 1974).

Dans la perspective d'améliorer la modélisation des stades floraison, véraison et maturité, le modèle SEVE utilise également le modèle Grapevine Flowering Veraison Model (GFV) qui présente une meilleure corrélation pour ces stades phénologiques clés (Parker *et al.*, 2013).

Indice GFV = somme des températures moyennes journalières - 0°C (température de base prise en compte, Parker *et al.*, 2011).

Calculé à partir du soixantième jour de l'année, cet indice montre une bonne corrélation avec le cycle phénologique dans de nombreuses régions du monde (Parker *et al.*, 2013).

L'indice de Huglin (Huglin et Schneider, 1998) est utilisé par le modèle SEVE pour déterminer la date de vendange potentielle (le lancement de la vendange dépend de la prise de décision du viticulteur). La valeur de l'indice de Huglin (IH) pour une station correspond à la valeur cumulée de l'indice à la date du 30 septembre, le cumul se faisant depuis le 1er avril à l'aide de la formule suivante :

$$IH = \sum [(T_m - 10) + (T_x - 10) / 2] * k \quad (2).$$

où T_m = Température moyenne, T_x = Température maximale et k = coefficient de longueur du jour variant de 1,02 à 1,06 (en fonction de la latitude de la zone d'intérêt).

Cet indice permet d'estimer une date de maturité potentielle en fonction d'un seuil associé à chaque cépage. Par exemple une valeur d'indice de 1900 correspond généralement à une concentration de sucre de l'ordre de 200 g/l pour le chenin blanc utilisé dans les Coteaux du Layon (Neethling, 2016).

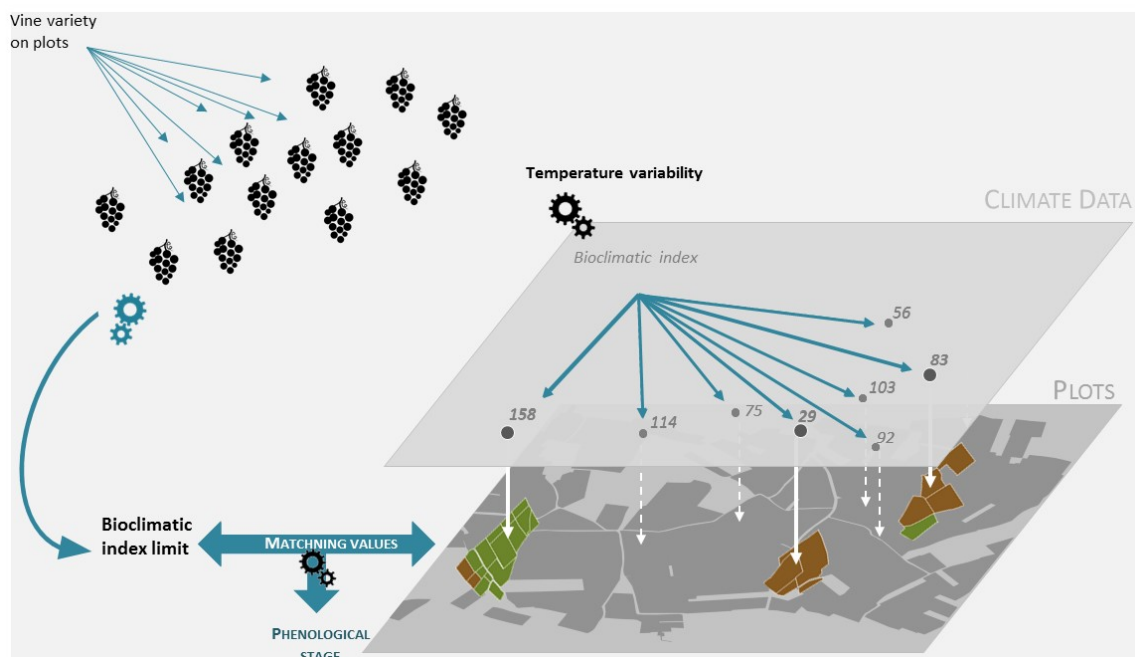


Figure 43 : Séquence de simulation du cycle phénologique en relation avec les indices bioclimatiques à l'échelle des parcelles

Pour caractériser l'impact de la variabilité climatique sur la dynamique de la vigne, le modèle SEVE a été couplé au modèle de bilan hydrique WALIS (Celette *et al.*, 2010). Développé en langage R, WALIS permet de simuler, à l'échelle de la parcelle, l'évolution quotidienne de la teneur en eau du sol. Pour produire ce bilan journalier, trois paramètres clés sont calculés :

- la teneur maximale en eau disponible pour la vigne et/ou l'enherbement, notée TTSW (Total Transpirable Soil Water) ;
- une teneur journalière en eau disponible, notée ASW (Available Soil Water) ;
- la combinaison de ces deux variables qui est la FTSW (Fraction of Transpirable Soil Water) sachant que $FTSW = ASW/TTSW$

La valeur de FTSW est donc un indicateur du stress hydrique potentiel de la vigne.

Le lancement de WALIS est réalisé par les agents Parcelle qui transmettent les paramètres de calcul via une fonction R directement implémentée dans GAMA. En retour, le script R_WALIS fournit un ensemble de paramètres utilisés par l'agent Parcelle pour caractériser son état hydrique et par l'agent Viticulteur pour déclencher une action agronomique adaptée à la situation (par exemple, labour superficiel du sol en cas de stress hydrique ou mise en place d'enherbement concurrent en cas d'excès d'eau du sol).

3.3 Intégration des données climatiques

Les données climatiques sont utilisées par les agents *Parcelle* et *ZoneAgroclimatique* pour calculer les indices bioclimatiques et par les agents *Viticulteur* pour évaluer la faisabilité de certaines actions agronomiques. Ces données sont de différents types en fonction de la période et de l'échelle de simulation choisies.

Les approches rétrospectives font appel à des séries de données (précipitation, températures, vent, évapotranspiration) issues de stations automatiques implantées dans les vignobles. Ces informations sont complétées par des données de températures issues de réseaux de capteurs positionnés en fonction des spécificités de la zone d'appellation (topographie, distance des parcelles aux cours d'eau, morphologie de la végétation...). La densité du réseau (vingt-cinq capteurs dans les Coteaux du Layon dont six dans l'appellation Quarts de Chaume) permet de restituer la variabilité des températures à une échelle locale. Dans la perspective d'améliorer la restitution spatiale de la variabilité des températures à l'échelle parcellaire, un modèle de régression non linéaire (Support Vector Regression) a été utilisé (Le Roux *et al.*, 2017). Cette démarche permet de restituer à une résolution de 100 mètres les températures minimales et maximales journalières sur la période 2013-2017.

Dans le cas de simulations prospectives, SEVE utilise des sorties de modèles régionalisés. Pour la France, les données proviennent du modèle ALADIN (Aire Limitée Adaptation dynamique Développement InterNational, Déqué et Piedelievre, 1995 ; Spiridonov *et al.*, 2005) qui est utilisé pour simuler les différents scénarios du GIEC à l'échelle européenne. Accessible via le portail de la DRIAS (<http://www.drias-climat.fr/>), les données de température, précipitations et humidité sont accessibles sur la période 2006-2100 à l'échelle journalière. Elles sont fournies pour quatre scénarios du changement climatique associés à différentes hypothèses de forçage radiatif dû aux activités anthropiques (figure 44).

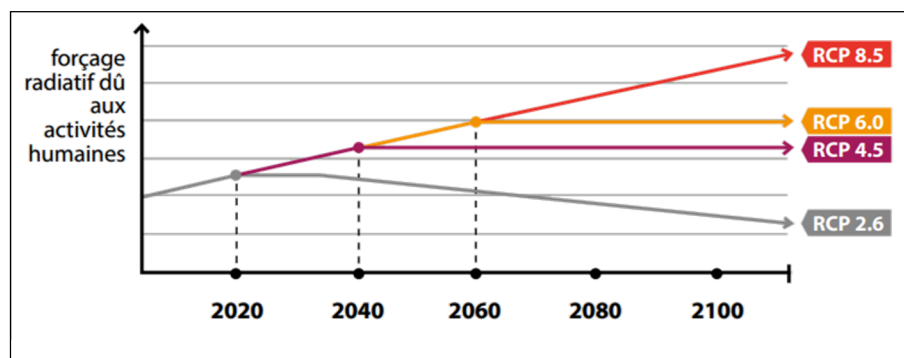


Figure 44 : Trajectoires des différents scénarios RCP (Source ONERC¹⁶)

Les RCP (Representative Concentration Pathway) ont été établis par le GIEC pour son cinquième rapport¹⁷ sur le changement climatique. Ils sont construits à partir d'une trajectoire du forçage radiatif jusqu'à l'horizon 2300. Les RCP 2.6 (augmentation puis baisse du forçage anthropique), 4.5 (augmentation puis stabilisation) et 8.5 (augmentation continue) sont utilisés par le modèle SEVE pour les simulations prospectives.

Le saut d'échelle entre les données issues d'observations de terrain et celles produites par les modèles climatiques régionalisés entraîne un lissage important de la variabilité spatiale des contraintes climatiques utilisées par le modèle multi-agent. Il en résulte une moins bonne représentation de la diversité des situations agro-climatiques entre les simulations rétrospective et prospective. L'utilisation d'agents issus d'agrégats spatiaux comme les *ZoneAgroclimatique* permettent d'atténuer cet effet car leur emprise spatiale s'avère plus adaptée à l'échelle utilisée pour restituer les différents scénarios climatiques du GIEC.

¹⁶ Observatoire national sur les effets du réchauffement climatique

¹⁷ <http://ar5-syr.ipcc.ch/>

3.4 Simulation des actions agronomiques et des processus de décision

Le processus de prise de décision (figure 45) est segmenté en différentes phases permettant d'établir des priorités d'actions agronomiques en fonction des caractéristiques de chaque parcelle (phénologie, niveau de stress hydrique, sensibilité aux pathogènes), des contraintes techniques propres à chaque action (disponibilité de la main d'œuvre ou du matériel nécessaire) et des conditions météorologiques (favorables ou défavorables à l'exécution de l'action).

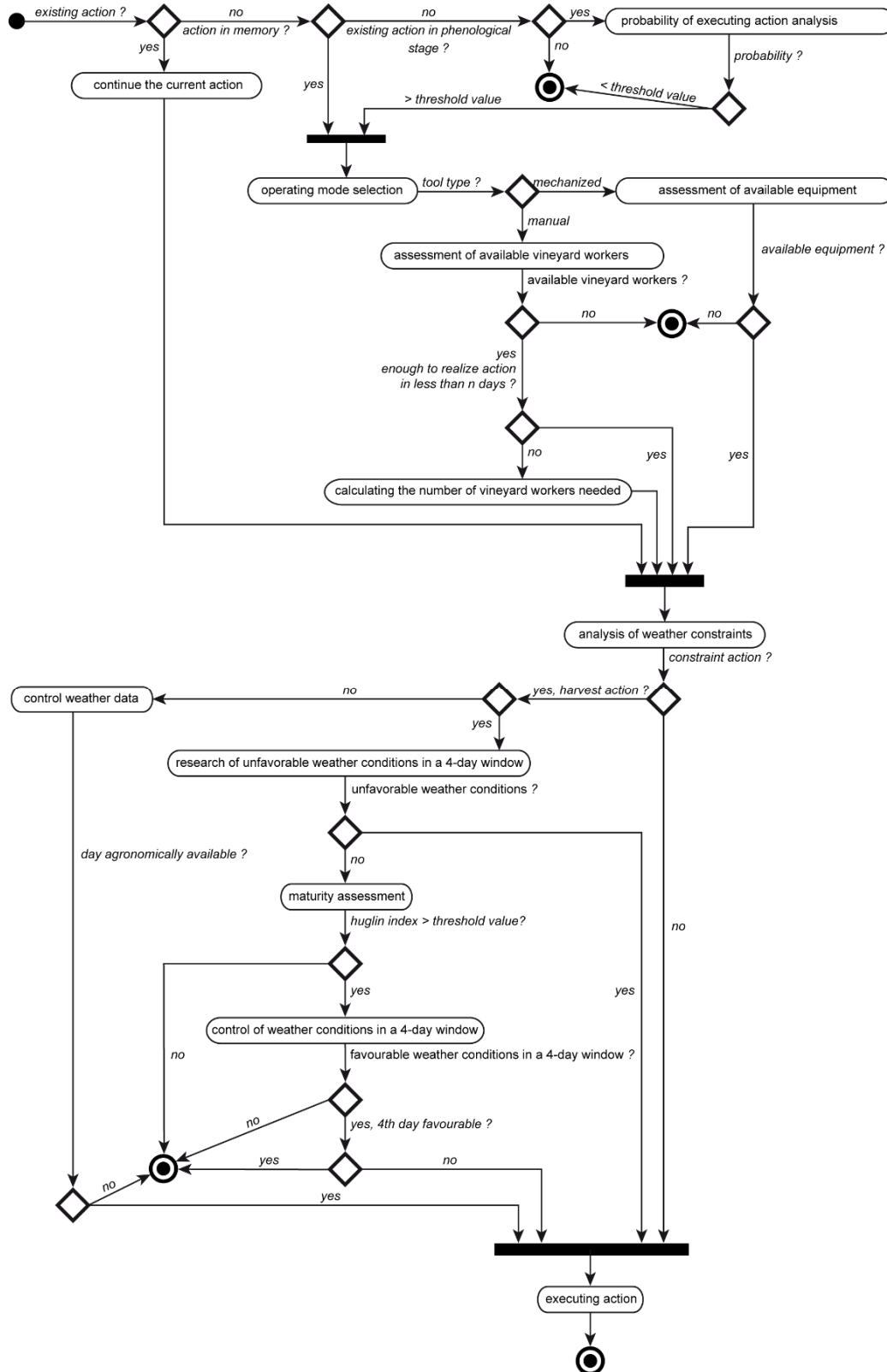


Figure 45: Processus de prise de décision d'un viticulteur (Tissot et al., 2017)

Les choix réalisés dépendent également de la stratégie de production du viticulteur qui varie selon la structure et la taille de l'exploitation (entreprise familiale locale, grand domaine, multinationale) et le type de vin produit (vin d'appellation standard, grand cru). La sensibilité du viticulteur à la question du changement climatique est également prise en compte dans l'anticipation de certaines actions considérées comme des outils d'adaptation. Cette sensibilité a été fixée de 1 (faible) à 4 (très élevé) selon les réponses données lors des enquêtes. Plus cette valeur est élevée, plus l'agent *Viticulteur* est capable d'anticiper certaines actions agronomiques ou outils d'adaptation.

Ces choix permettent de construire des itinéraires de conduites agronomiques pour chaque parcelle qui peuvent donc intégrer des actions classiques du travail de la vigne (taille, rognage, effeuillage...) comme des outils d'adaptations à des contraintes spécifiques (travail du sol, entretien d'un enherbement concurrent...). Chaque itinéraire peut ensuite être analysé pour évaluer son coût (ratio heure/hectare par action) ou le comparer à d'autres itinéraires conduits sur des parcelles ayant des caractéristiques proches mais une stratégie de production différente. L'objectif est d'identifier des panels d'itinéraires agronomiques possibles selon différentes configurations climatiques (années chaudes, fraîches, humides...) et dans une dimension prospective (simulation à partir des scénarios RCP).

3.5 Principaux résultats sur la zone d'appellation des Coteaux du Layon (Val de Loire)

La première expérimentation du modèle SEVE a été réalisée sur deux zones d'appellation du val de Loire : les Coteaux du Layon et l'AOC grand cru Quarts de Chaume (figure 46).

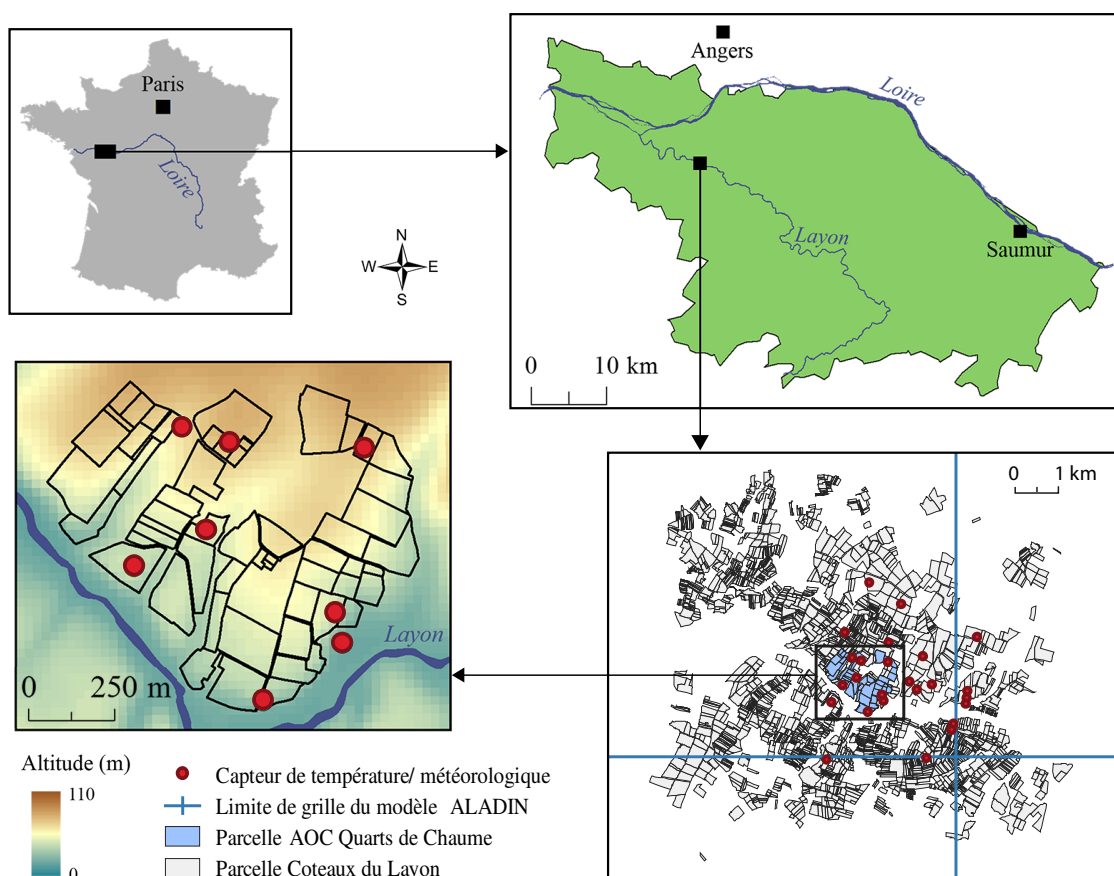


Figure 46 : Localisation des vignobles des coteaux du Layon

Ces échelles d'intérêt correspondent aux deux niveaux d'agrégation spatiale implémentée dans le modèle :

- la micro-échelle (Quarts de Chaume) couvre une zone de 54 hectares composée de 58 parcelles viticoles utilisées comme entités de production. L'objectif est de restituer l'influence de la variabilité climatique à échelle fine sur la phénologie et de calculer des itinéraires agronomiques adaptés à cette variabilité ;
- la macro-échelle concerne l'ensemble des coteaux du Layon, soit plus de 2200 parcelles, pour une surface de 500 hectares. L'entité de référence correspond à un agrégat spatial considéré comme homogène au plan des caractéristiques agro-climatiques. Il peut s'agir d'un terroir spécifique ou d'un ensemble de parcelles ayant des caractéristiques proches (même cépage, même type de sol...). L'objectif est d'évaluer les conditions d'adaptation de zones de production en fonction des scénarios de changements climatiques (RCP) et des spécificités des zones d'appellation actuelles.

La modélisation des actions agronomiques s'appuie sur une base de connaissance regroupant l'ensemble des informations permettant de décrire les pratiques et d'expliquer la relation entre la vigne et le climat. L'objectif est de fournir une description fine du déroulement des activités viticoles en tenant compte des différents critères qui aboutissent à la mise en œuvre de ces actions. Cette démarche nécessite donc d'être menée à l'échelle du site d'application car certaines pratiques relèvent de contraintes locales spécifiques. Dans les coteaux du Layon, des enquêtes approfondies ont été réalisées auprès des viticulteurs (figure 47) afin de bien comprendre les interactions entre la variabilité climatique et les pratiques culturales (annuelles et pérennes).

La première étape consiste à évaluer la sensibilité de 21 pratiques annuelles aux conditions météorologiques. Cette enquête semi-dirigée traite des questions et des thèmes concernant les périodes favorables et défavorables de travail, des techniques et machines impliqués et de l'influence des conditions climatiques sur la période de travail (Barbeau *et al.*, 2014).

La deuxième étape consiste à évaluer la capacité d'adaptation des vigneron. Les vigneron sont, lors de cette enquête, interrogés sur la façon dont les pratiques ont changé, sur les facteurs menant à ces changements, les conditions climatiques qui caractérisent les «bons» et les «mauvais» millésimes et sur les stratégies d'adaptation adoptées au cours de ces millésimes.

	Enquête 1	Enquête 2
Objectifs	Etude de la sensibilité des pratiques annuelles aux conditions climatiques	Etude de la capacité d'adaptation des viticulteurs
Méthodes	Semi-dirigée	Semi-dirigée
Questions et thèmes abordés	<ul style="list-style-type: none"> • Périodes de travail • Techniques et machines impliquées • Variables climatiques favorables et défavorables 	<ul style="list-style-type: none"> • Comment les pratiques ont évoluées • Facteurs menant aux changements • Conditions climatiques caractérisant « bon » et « mauvais » millésimes • Stratégies d'adaptation

Figure 47 : Caractéristiques des enquêtes réalisées auprès des viticulteurs (Neethling, 2016)

L'ensemble de ces informations sont recueillies au sein d'une base de données au format PostgreSQL/PostGIS qui permet d'administrer l'ensemble des données utilisées par le modèle SEVE. Les différents paramètres des agents, les actions menées à l'échelle des parcelles et l'évolution spatiale des zones agro-climatiques peuvent être contrôlés visuellement via l'interface du modèle (figure 48).

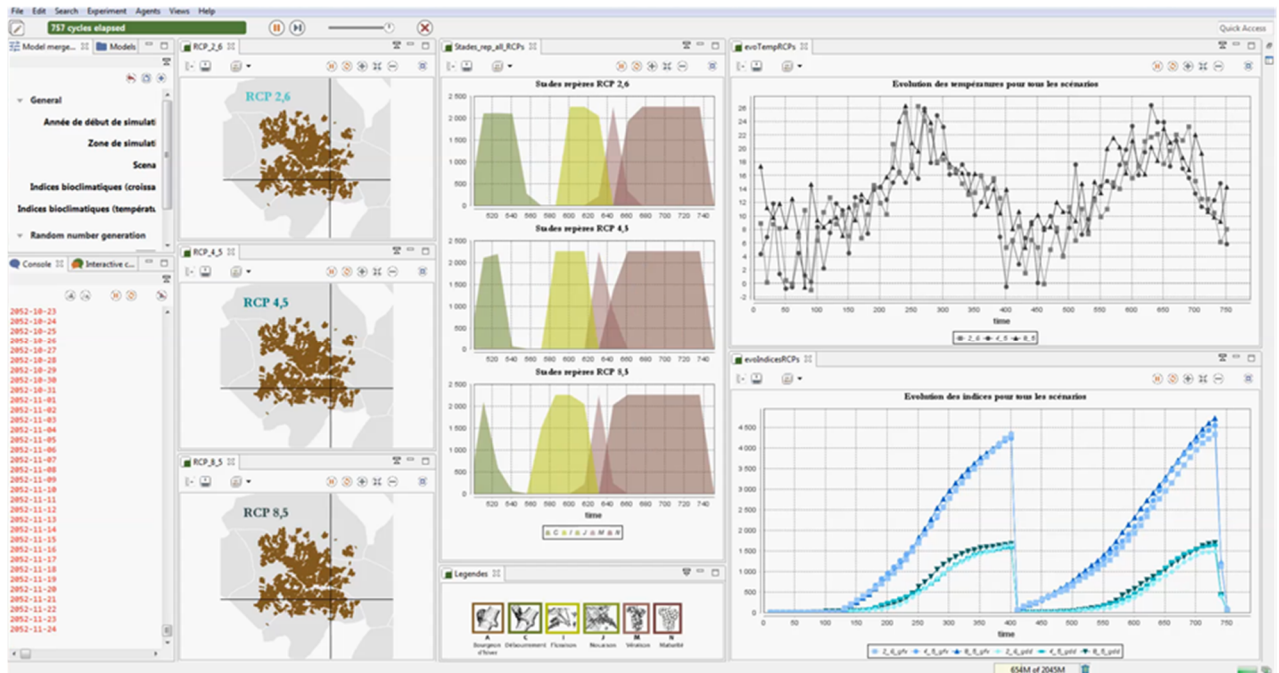


Figure 48 : Interface de visualisation du modèle SEVE

Les graphiques et les cartes fournissent plus spécifiquement des informations sur :

- les valeurs des indices bioclimatiques associés au cycle phénologique ;
- le calendrier et la durée des principaux stades de croissance de la vigne ;
- les pratiques agronomiques et outils d'adaptation mis en œuvre au cours de la période de simulation.

Les simulations réalisées ont pour objectif de contrôler l'évolution de ces différents paramètres dans un contexte rétrospectif, pour évaluer la pertinence du modèle dans la mise en relation du cycle phénologique et des itinéraires agronomiques, et prospectif, pour suivre l'évolution de ces deux éléments et projeter des évolutions possibles des caractéristiques agro-climatiques des vignobles.

3.5.1 Simulations rétrospectives

Les simulations rétrospectives visent à lier les observations climatiques et agronomiques menées sur le terrain (Bonnefoy *et al.*, 2012 ; Neethling *et al.*, 2012) et les questionnements liés à la recherche d'une adaptation optimale de la vigne à la spécificité des terroirs viticoles (Barbeau *et al.*, 2001 ; Asselin *et al.*, 2003).

Il s'agissait donc dans un premier temps d'analyser l'influence de la variabilité climatique saisonnière sur la phénologie de la vigne et les actions agronomiques. Dans cette perspective, des simulations rétrospectives ont été menées pour des années aux profils climatiques contrastés : 2003 (année chaude et relativement sèche), 2005 (année chaude et sèche), 2011 (printemps chaud et sec) et 2013 (année humide et plutôt froide). Les résultats montrent une forte variabilité annuelle du cycle de croissance de la vigne (figure 49). Les étapes phénologiques clés comme la floraison, la véraison et la maturité ont des dates de déclenchement et des durées très variables.

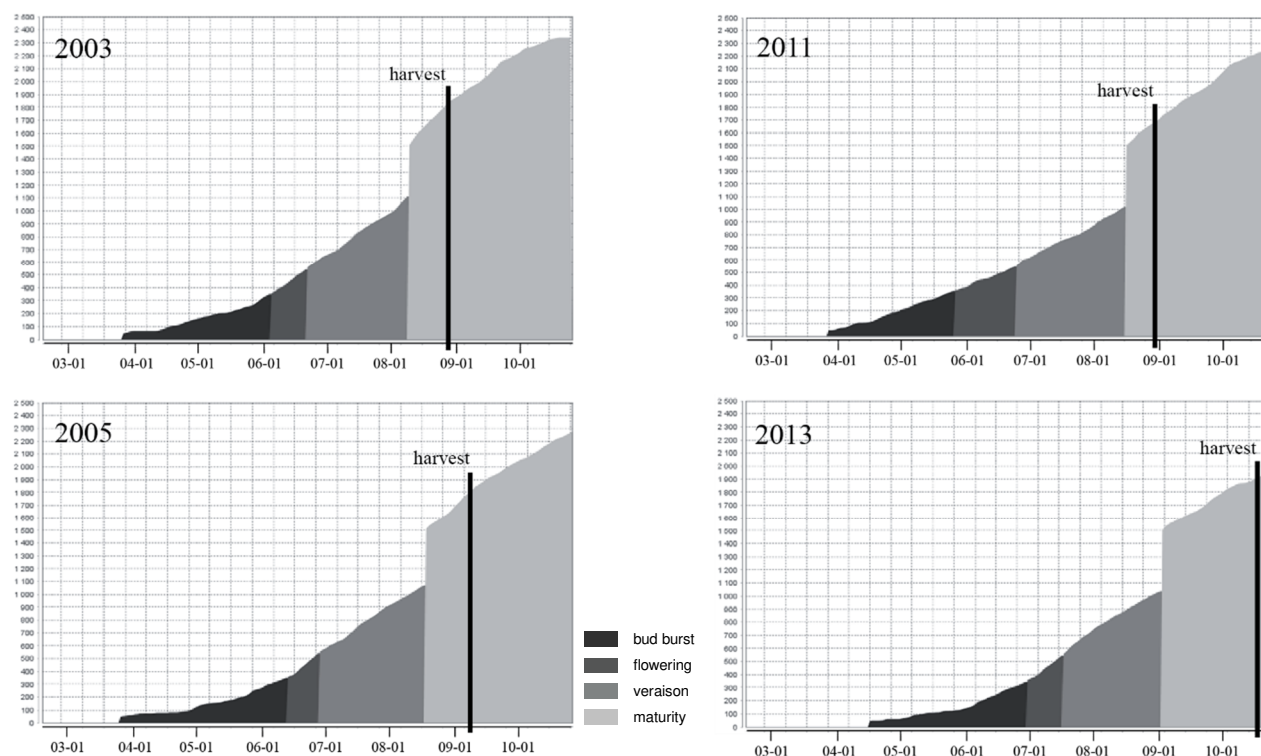
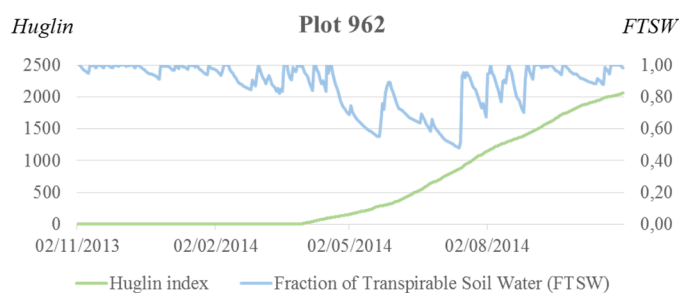


Figure 49 : Simulation de la phénologie pour quatre années avec différents profils climatiques. Les graphiques représentent les stades phénologiques clés et leur durée.

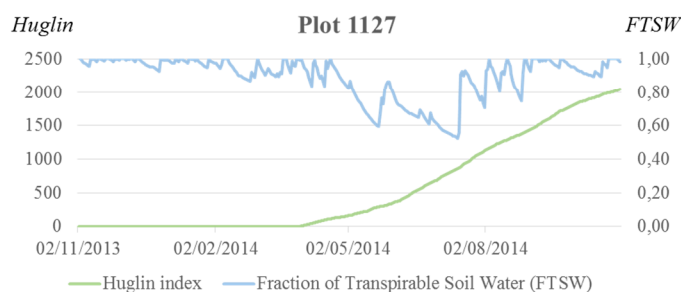
Ces différences sont conformes aux observations phénologiques réalisées sur le terrain (les décalages entre observation et simulation n'excèdent pas trois jours) ce qui atteste de la bonne corrélation des indices bioclimatiques utilisés. Cette variabilité des conditions climatiques affecte également les pratiques agronomiques dont les périodes de mise en œuvre varient en fonction des conditions de chaque saison de croissance. Si les actions de travail systématique (taille, palissage, rognage...) sont très corrélées au cycle phénologiques, d'autres actions dépendent de conditions plus spécifiques et de la stratégie de production du viticulteur.

Ainsi pour les années chaudes et sèches, les activités de labour superficiel peuvent être privilégiées afin de réduire le stress hydrique de la vigne et permettre une disponibilité optimale de l'eau du sol. Pour les années normales à humides, les pratiques de gestion des inter-rangs (utilisation d'enherbement concurrent) sont un moyen de contrôler la vigueur de la vigne et augmenter la résistance du sol au risque d'érosion. Le recours à ces pratiques n'est pas systématique car il dépend de caractéristiques locales liées aux conditions climatiques (pluie et température), aux propriétés topographique et pédologique de la parcelle (pente, type de sol et réserve en eau) mais également de la sensibilité des viticulteurs au sujet de la variabilité climatique. La période et la fréquence de ces actions peut donc fortement varier.

Cette variabilité concerne également l'utilisation de produits phytosanitaires, qui dépend également du profil de production utilisé sur la parcelle. En production biologique, l'utilisation de produits de contact nécessite une fréquence de pulvérisation élevée pendant les périodes de risque pathogène (quelques jours entre chaque stérilisation). En production conventionnelle, l'emploi de produits systémiques réduit significativement cette fréquence (au moins quinze jours entre les pulvérisations). La figure 50 illustre cette variabilité, en comparant pour l'année 2014, deux parcelles aux caractéristiques agro-climatiques et modes de production différents. Une parcelle de haut de coteaux (962) associée à un mode de production conventionnel et une parcelle de bas de pente (1127) proche d'une rivière utilisant des méthodes de production biologique.



PLOT 962	
DATE	AGRONOMIC ACTIONS
19/11/2013	Pruning
20/11/2013	Crushing pruned vine-wood
04/03/2014	Inter-crop management
29/03/2014	Soil Fertilization
04/04/2014	Weeding
09/04/2014	Phytosanitary treatment
30/05/2014	Bud removal
12/06/2014	Trallising
08/07/2014	Shoot thinning
09/07/2014	Leaf thinning
22/07/2014	Phytosanitary treatment
14/08/2014	Shoot thinning
04/09/2014	Inter-crop management
08/09/2014	Leaf thinning
14/09/2014	Harvest



PLOT 1127	
DATE	AGRONOMIC ACTIONS
04/11/2013	Pruning
05/11/2013	Crushing pruned vine-wood
11/03/2013	Inter-crop management
16/03/2014	Soil Fertilization
02/04/2014	Weeding
09/04/2014	Phytosanitary treatment
22/04/2014	Inter-crop management
03/05/2014	Phytosanitary treatment
17/05/2014	Phytosanitary treatment
26/05/2014	Bud removal
10/06/2014	Trallising
18/06/2014	Inter-crop management
11/07/2014	Shoot thinning
12/07/2014	Leaf thinning
15/07/2014	Phytosanitary treatment
13/08/2014	Shoot thinning
07/09/2014	Phytosanitary treatment
09/09/2014	Leaf thinning
13/09/2014	Harvest

Figure 50 : Itinéraires agronomiques de deux parcelles des Coteaux du Layon pour l'année 2014 (les graphiques indiquent les valeurs de l'indice de Huglin et la proportion d'eau utilisable par la vigne par rapport à la réserve utile).

Les résultats indiquent que les pratiques les plus dynamiques au regard de la variabilité climatique sont liées à la gestion des sols (contrôle des conditions hydriques) et à la lutte contre les maladies de la vigne. Ils montrent également que la stratégie individuelle des viticulteurs associée à leur objectif de production peut sensiblement modifier l'itinéraire agronomique d'une parcelle.

3.5.2 Simulations prospectives

Les simulations prospectives ont pour objectif d'analyser l'évolution du cycle phénologique et des itinéraires agronomiques en fonction de trois scénarios simulant différentes trajectoires de l'évolution du bilan radiatif (RCP 2.6, 4.5 et 8.5). Les résultats obtenus à méso-échelle pour l'année 2060 montrent des différences significatives au niveau du cycle phénologique (figure 51). Les aires représentées dans la figure 51 fournissent des informations sur les dates de déclenchement, la durée et le nombre de parcelles présentes dans les stades clés du cycle. Ces résultats sont représentatifs de l'augmentation des températures saisonnières qui affectera significativement la précocité de la vigne et le niveau de maturité des raisins.

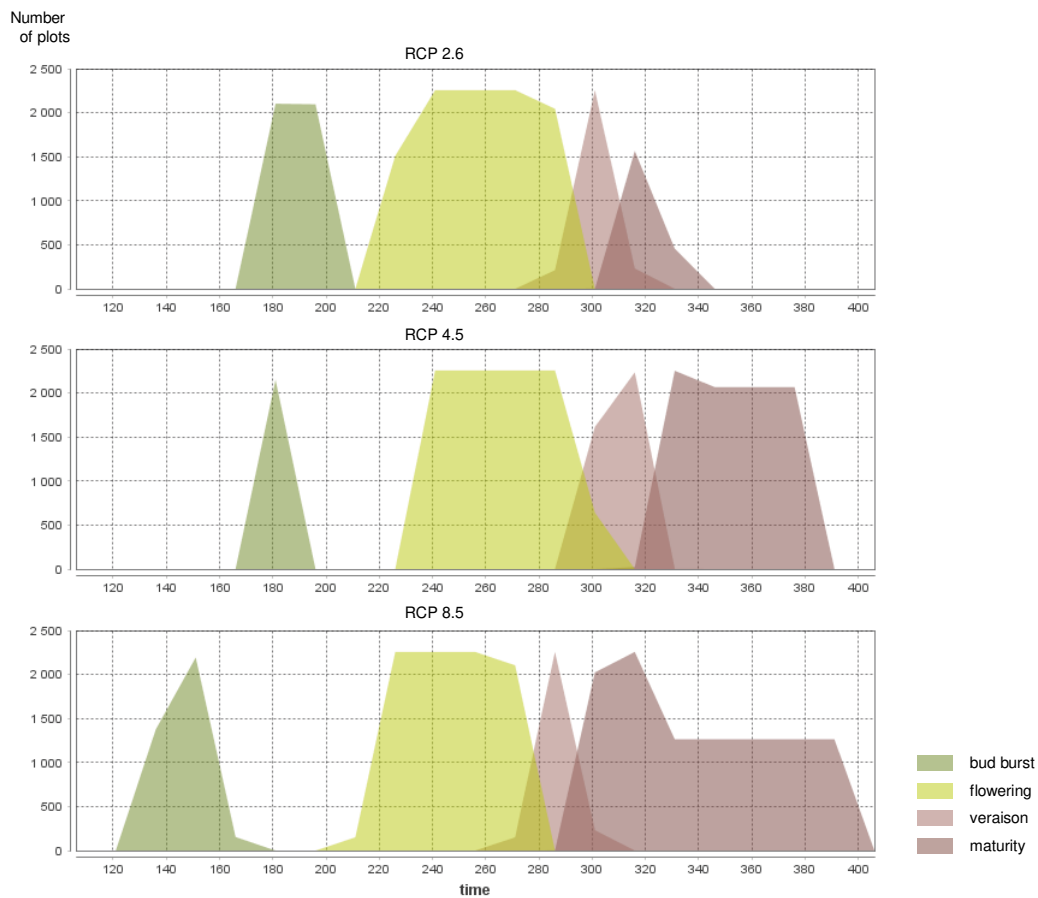


Figure 51: Simulation du cycle phénologique à l'échelle des Coteaux du Layon pour l'année 2060

A l'échelle des parcelles, les mêmes tendances observées au niveau du cycle phénologique ne se traduisent pas systématiquement par une très grande différence des itinéraires agronomiques qui dépendent beaucoup de la variabilité intra-annuelle du climat et de la stratégie du viticulteur. A l'échelle d'une parcelle, malgré des cycles contrastés entre les trois scénarios, l'action de la vendange n'est pas directement corrélée à une atteinte précoce de la maturité des baies (figure 52). Ce résultat est fortement lié au contexte de production des Coteaux du Layon où le style de vin produit (liquoreux) nécessite une concentration en sucre importante des baies (au moins 200g/l) qui correspond à une maturité avancée. Certains viticulteurs peuvent choisir d'optimiser cette maturité malgré une perte en volume, d'autre peuvent choisir de récolter très tôt après la maturité pour augmenter la récolte.

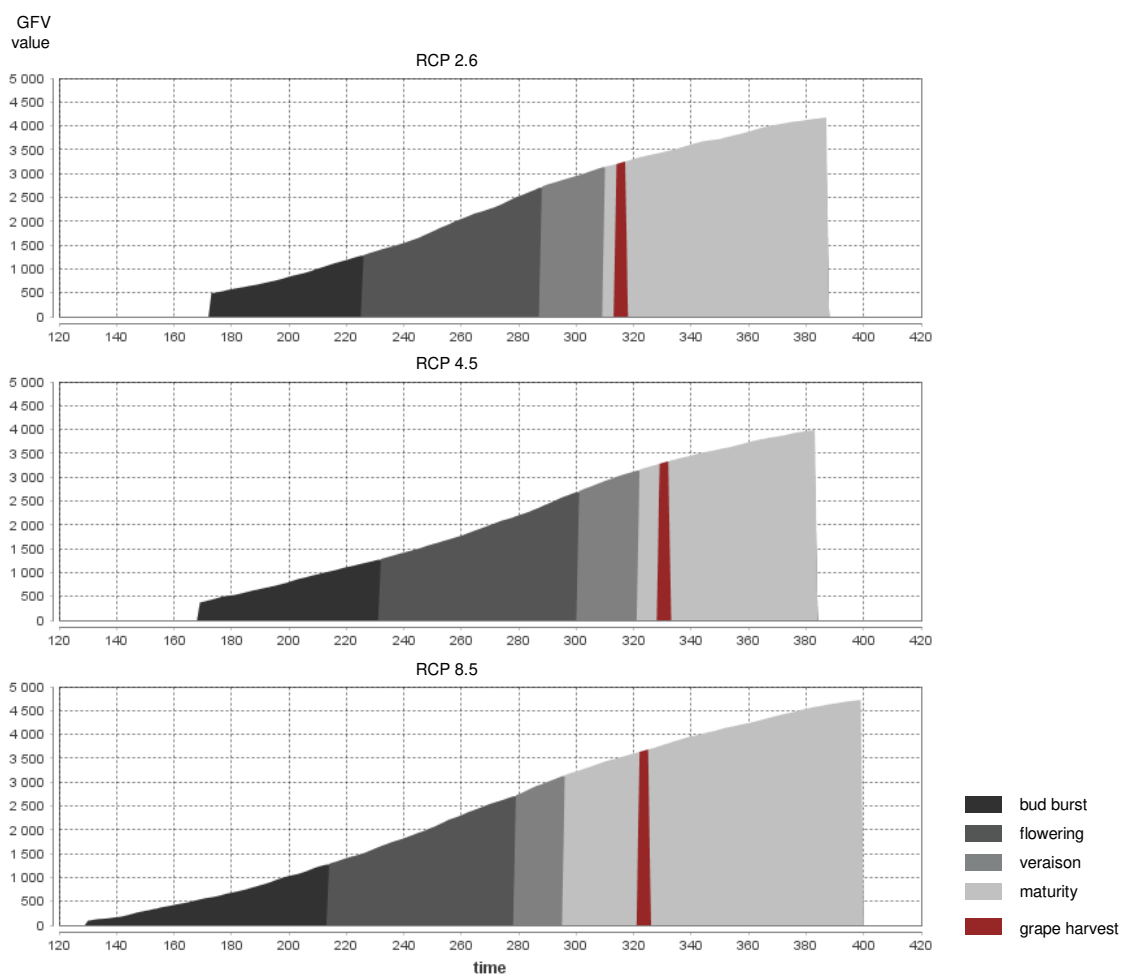


Figure 52 : Simulation de la phénologie pour une parcelle en 2060

A l'échelle des coteaux du Layon, les simulations prospectives montrent que la phénologie deviendra plus précoce, quel que soit le scénario climatique choisi. L'un des principaux défis pour les viticulteurs sera de mettre en œuvre des méthodes permettant de retarder la phénologie de la vigne. La période de maturation idéale des raisins se situe actuellement fin septembre. Une maturité trop précoce atteinte dès le mois d'août pourrait entraîner une composition déséquilibrée des raisins avec de faibles niveaux d'acidité et de fortes concentrations de sucre. Pour limiter cette précocité, les simulations réalisées montrent que la solution d'adaptation la plus efficace est liée à une gestion optimisée des sols pour maintenir un bilan hydrique permettant de contrôler la phénologie.

Ces résultats nécessitent d'être comparés à ceux obtenus d'autres vignobles pour pouvoir élaborer des scénarios prospectifs d'adaptation des pratiques au changement climatique. Plusieurs prototypes (en France, Roumanie, Angleterre, Allemagne et Espagne) sont actuellement en cours de développement dans le cadre du projet ADVICLIM. Ils ouvrent la voie à de nombreuses perspectives présentées dans le chapitre 4.

Chapitre 4

Perspectives de recherche

Ce mémoire d'habilitation avait pour finalité de présenter les principaux concepts et méthodes adaptés à la modélisation des interactions spatio-temporelles à l'interface nature/société d'une part et, d'autre part, d'en illustrer la mise en œuvre via différents cas d'application dédiés à la modélisation du déroulement d'activités anthropiques sous contraintes d'environnement.

Sur le plan méthodologique, mes travaux s'appuient sur le paradigme multi-agent pour construire des modèles capables de restituer les changements d'intensité des activités humaines au regard de la variabilité des conditions environnementales des milieux qu'elles exploitent. A travers le développement de l'approche Dynamique des Activités HUmaines (DAHU), je tente d'apporter une dimension générique à cette démarche en proposant un cadre conceptuel dédié à l'intégration de contraintes spatio-temporelles hétérogènes et multi-échelles au sein de modèles à base d'agents contraints.

Mes travaux entrent ainsi en résonance avec le basculement progressif d'approches dirigées par les modèles à des approches dirigées par les données. Les modèles multi-agents suivent cette tendance en offrant à minima la possibilité d'intégrer de l'information géographique numérique via des modules dédiés. Des plateformes comme GAMA vont plus loin, en proposant de considérer la structure des objets spatiaux et leurs relations topologiques. Pour tirer profit de cette évolution, l'intégration formalisée de contraintes spatio-temporelles au cœur même des modèles multi-agents est, de mon point de vue, un élément clé pour capturer la diversité des interactions entre les agents et leur environnement. En allant vers une intégration formelle des données spatiales et temporelles, l'objectif est également d'améliorer la prise en compte de l'incertitude dans les modèles développés. Cette question de l'incertitude est omniprésente dans une approche de modélisation traitant des interactions Homme/milieu, en raison de la diversité des échelles et des données manipulées. Le développement de modèles spatialement explicites soulève dans ce contexte deux problèmes majeurs.

Le premier est lié à l'hétérogénéité, voire l'absence de données disponibles pour décrire les activités humaines et modéliser leur déroulement. Cette contrainte impose de combiner des données issues de différentes sources (réglementaires, à dire d'acteurs, provenant de balises de positionnement ou de dispositifs d'observation) avec des données produites par simulations numériques (géostatistique, calcul de territoires de pratiques potentielles à partir de contraintes spatialisées).

Le second concerne l'intégration d'une granularité spatio-temporelle à forte variabilité dans un modèle à base d'agents. Idéalement, les données spatiales doivent être analysées et visualisées à l'échelle dans laquelle le phénomène modélisé est le plus significatif et le mieux compris (Müller *et al.*, 1995). Cependant, dans le cas d'une analyse d'interactions multi-niveau, il est nécessaire de réaliser des transferts d'échelles successifs pour produire une information en phase avec les niveaux scalaires d'intérêts. Il existe donc un risque important de propager l'incertitude à différents niveaux scalaires sans pouvoir véritablement évaluer son ampleur.

Dans la perspective de fournir une évaluation de cette incertitude, je pense que l'utilisation d'indicateurs qualitatifs permettant de documenter les données utilisées dans le modèle en fonction de leurs modalités de production (par observation, par géolocalisation automatisée, à dire d'acteur, par modélisation) et de leur niveau de précision (plage d'échelle spatiale et temporelle d'utilisation) pourrait s'avérer pertinente. Dans ce contexte, je projette d'utiliser la méthode proposée par Devillers (Devillers, 2004) basée sur une banque de 21 indicateurs génériques issus de la norme ISO 19115 pour qualifier les données spatio-temporelles (figure 53). Cette démarche viserait à ajouter à la formalisation spatio-temporelle, une formalisation qualitative des données facilitant la mise en œuvre de requêtes permettant d'identifier des jeux de données homogènes, d'écarter certaines informations jugées trop approximatives ou d'évaluer les résultats produits à l'issue d'analyses spatiales ou de simulations.

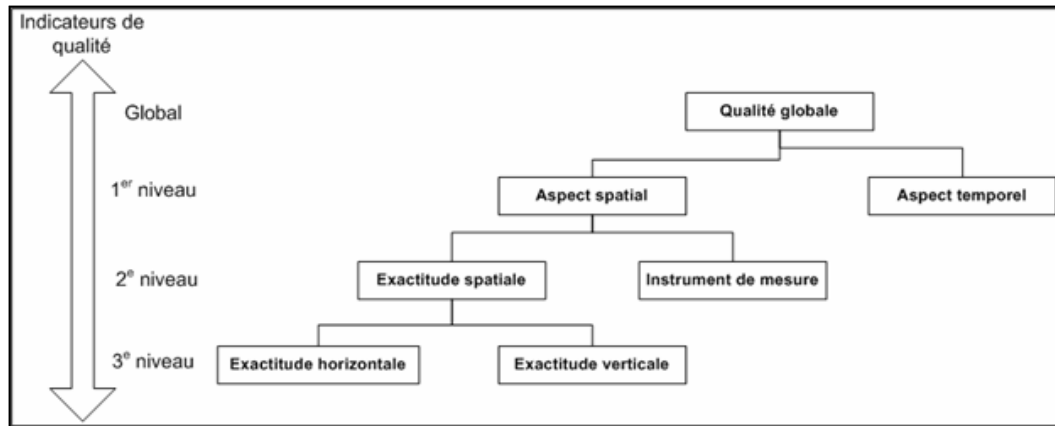


Figure 53 : Hiérarchie et agrégation d'indicateurs de qualité (adapté de Devillers, 2004).

Les différents critères proposés seront utilisés à différents niveaux dans la modélisation. Lors de la phase d'initialisation, ils permettront de sélectionner les données les plus pertinentes au regard de la thématique abordée et de l'échelle de simulation choisie. Lors de la phase de simulation proprement dite, ils seront utilisés pour restituer des indicateurs de qualité associés à la diversité des données mobilisées pour produire un résultat. Enfin, lors de la phase de validation, ils pourront fournir une évaluation globale sous la forme d'un indice de confiance. Cette démarche peut s'avérer relativement complexe à mettre en œuvre mais pertinente dans la perspective de proposer une évaluation reproductible de l'incertitude liée aux données.

Sur le plan thématique, mes perspectives de recherche s'inscrivent dans le prolongement des travaux que j'ai engagés à travers les différents axes de développement présentés dans les chapitres deux et trois de ce mémoire d'habilitation. Elles se focalisent plus particulièrement sur la poursuite de recherche permettant de mieux prendre en compte la variabilité de l'impact des activités de pêche à partir d'une approche rétrospective, d'aborder la question de l'adaptation de la viticulture au changement climatique à l'échelle mondiale et enfin d'évaluer les conditions d'intégration d'infrastructures en mer au regard des enjeux socio-environnementaux des zones d'implantation.

Pour contourner cette limite, l'idée est d'utiliser l'ensemble des contraintes et des facteurs favorables associés au métier concerné comme des filtres spatiaux pour délimiter ces zones. Déjà expérimentée dans plusieurs projets, cette méthode permet de caractériser le déroulement d'activités en mer en l'absence d'information spatialisée (Le Tixerant *et al.*, 2011 ; Minelli *et al.*, 2017).

Un troisième enjeu concerne la capacité à mettre en relation l'évolution des stocks avec une distribution spatiale potentielle des pratiques. Pour répondre à cette problématique, l'utilisation d'un algorithme de colonies de fourmis est envisagée. Une expérimentation est en cours en vue d'évaluer la pertinence de cette méthode pour affiner la spatialisation des activités à partir d'une simulation de la fréquentation des zones favorables, basée sur des critères d'optimisation.

Ce premier test s'appuie sur la méthode de calcul proposée par Dorigo et consorts (Dorigo *et al.*, 1997). Adapté à la problématique de la pêche, l'algorithme est décliné sous la forme suivante :

$$\tau_t = 0.05 \left(\frac{N_{pass}}{\sum N_{pass}} \right) + 0.95 \left(\frac{W_p}{C} \right)$$

$$\hat{t}_{(t+1)} \left\{ \begin{array}{l} t_t; \text{if cycle} = 1 \\ (1 - \alpha) \hat{t}_t + [t_{(t+1)} - \hat{t}_t]; \text{elsewhere} \end{array} \right\}$$

τ_t	Influence de la fréquentation et de la pêche
N_{pass}	Nombre de passage sur la cellule
W_p	Capture (poids en kg)
C	Capacité du bateau
\hat{t}_t	Phéromone
α	Déplétion de la phéromone

En fonction du score de pêche réalisé, les bateaux, identifiés à des fourmis, laissent une trace de phéromone qui est utilisée comme un vecteur d'attraction. Un processus itératif permet de faire varier cette trace de phéromone en fonction du trafic, des captures réalisées et d'une valeur de déplétion. Les premières sorties obtenues permettent de caractériser des zones de pêche en fonction d'une intensité de pratique (nombre de bateaux présents sur une période donnée, figure 55 (a)). Elles fournissent également une estimation du tonnage pêché en fonction du nombre de traits de drague réalisés et de la ressource disponible (figure 55 (b) et (c)).

L'objectif est de comparer les zones de pêches potentielles calculées à l'aide de cet algorithme avec des positions supposées de pêches, calculées à partir de données de positionnement en temps réel (Guyader *et al.*, 2017). Dans le cas où les résultats obtenus s'avèreraient probants, cette méthode serait un bon moyen de restituer la distribution spatiale des activités sur la période historique. Elle pourrait également être confrontée aux données à dire d'acteurs utilisées pour caractériser les zones de pêche dans le modèle Rad2Brest. A l'issue de ce travail, nous espérons obtenir une reconstitution dynamique de la pêche à la drague depuis les années 1950.

A plus long terme, une approche prospective est envisagée. L'objectif serait d'identifier des seuils de pressions acceptables au regard de l'évolution des ressources benthiques calculée en fonction de différents scénarios de changement climatique. Cette démarche pourrait s'appuyer sur un couplage du modèle

Rad2Brest avec un modèle trophique (du type Ecopath¹⁸) pour caractériser l'évolution de l'écosystème de la rade en relation avec des projections climatiques régionalisées. L'intérêt serait de simuler le fonctionnement trophique de l'écosystème en le considérant dans sa totalité. L'activité de pêche serait donc considérée comme un élément perturbateur de ce fonctionnement au même titre que la variabilité climatique. Ce projet est actuellement en discussion avec différents partenaires de la ZABRI.

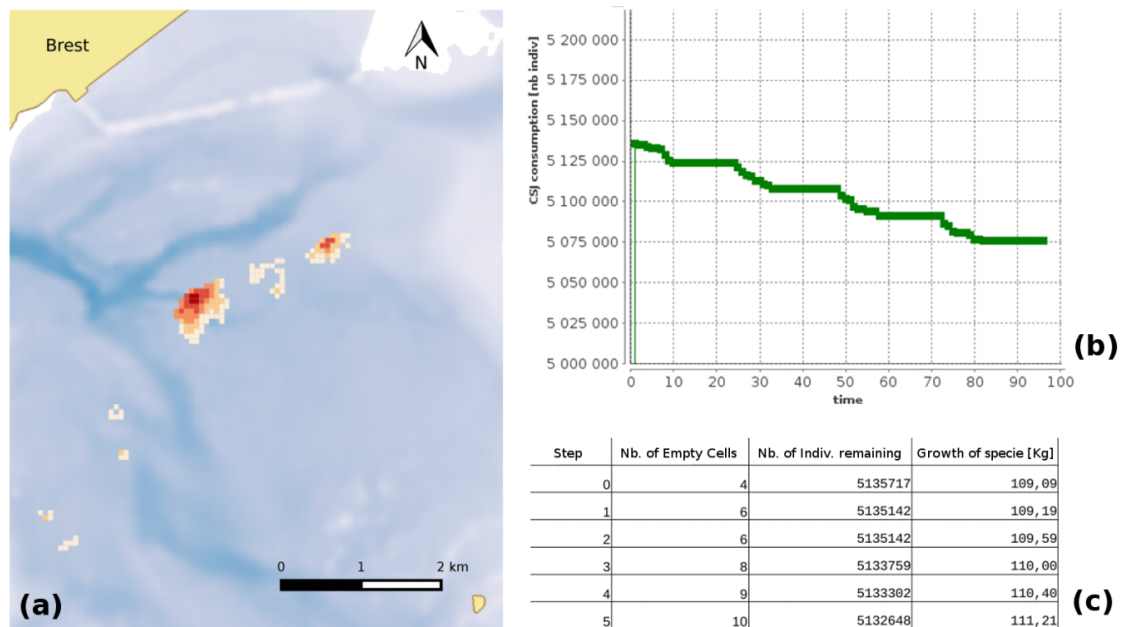


Figure 55 : Résultats du modèle Rad2Brest avec utilisation d'un algorithme de colonies de fourmis

¹⁸ Ecopath (<http://ecopath.org/>) est une suite logicielle composé de trois modules : Ecopath proprement dit, qui représente les flux trophiques à l'état stable ; Ecosim, qui introduit une dimension temporelle pour restituer la dynamique de ces flux ; et Ecospace, qui permet de représenter spatialement cette dynamique.

2. Modélisation multi-scalaire des impacts du changement climatique sur les activités viticoles

La modélisation des impacts de la variabilité climatique sur la phénologie et les stratégies de production viticole a été initiée dans le projet TERADCLIM (projet GICC achevé en 2014). Elle se poursuit actuellement dans le cadre du projet ADVICLIM (2014-2019). Les actions de recherche engagées ont abouti au développement d'une approche de modélisation générique capable d'aborder les incidences de cette variabilité de l'échelle de la parcelle à celle du vignoble. Les applications réalisées dans le Val de Loire reposent sur des bases de données à haute résolution qui ont permis d'obtenir des résultats de simulation tangibles au niveau de la phénologie et des itinéraires agronomiques. Plusieurs questions relatives à la transposition de la démarche dans un contexte prospectif se posent. Elles ouvrent la voie à trois perspectives de développement afin : de prendre en compte la variabilité climatique locale dans les projections à l'échelle régionale ; d'établir un lien entre l'adaptation des pratiques à l'échelle intra-annuelle et des adaptations planifiées à long terme ; enfin, de déterminer des zones agro-climatiques et des méthodes de production adaptées à différents scénarios de l'évolution du climat.

Intégrer la variabilité climatique locale dans les projections climatiques

Sur la période historique, les résultats obtenus dans le Val de Loire ont montré une bonne corrélation entre les cycles phénologiques simulés et observés et une simulation satisfaisante des itinéraires agronomiques. Un examen approfondi des sorties du modèles révèle l'importance d'une bonne représentation de la distribution spatiale des températures pour tenir compte de la variabilité climatique à l'échelle locale. Les valeurs des indices bioclimatiques peuvent en effet fortement varier sur de très courtes distances et engendrer d'importantes différences en termes de phénologie. L'implantation de réseaux de mesures en fonction des conditions topographique et pédologique ont permis de produire des cartes de températures à échelle fine à partir de modèles statistiques basés sur l'analyse des relations entre des variables environnementales et la répartition spatiale des températures (Le Roux *et al.*, 2017).

Concernant les simulations prospectives, le modèle SEVE, dans sa conception actuelle, utilise les sorties du modèle ALADIN à 8 km de résolution. L'objectif est donc de parvenir à partir d'une méthode de descente d'échelle (Le Roux *et al.*, 2017), à modéliser la variabilité locale des températures pour les différents scénarios RCP (Representative Concentration Pathway) utilisés dans le programme ADVICLIM. Le projet MOdélisation systémique des Pratiques viticoles sous contraintes CLIMatiques (MOPCLIM), récemment accepté par l'Université Bretagne Loire, aborde cette problématique en utilisant un algorithme d'apprentissage de type SVR (Support Vector Regression) développé sous R (Le Roux *et al.*, 2017). Ce travail mené en collaboration avec des collègues du site rennais de LETG (Renan Le Roux, Thomas Corpetti) vise à produire, à partir d'une série de données historiques d'apprentissage des cartes de températures à haute résolution pour répercuter la variabilité future à l'échelle des parcelles (figure 56). Un premier test dans les Coteaux du Layon est en cours. Si les résultats de ce travail exploratoire s'avèrent pertinents, la méthode utilisée sera appliquée sur les autres sites du programme ADVICLIM (en France, Roumanie, Angleterre, Allemagne et Espagne).

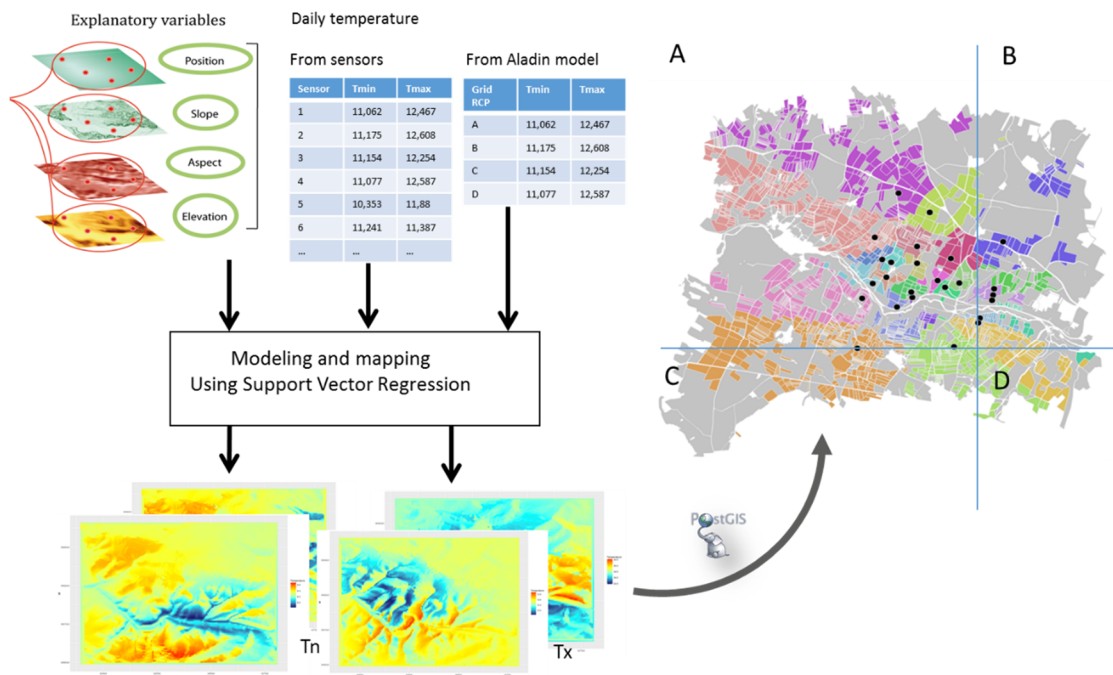


Figure 56 : Méthode de modélisation statistique envisagée pour restituer la variabilité des températures à l'échelle locale à partir des données produites pour les scénarios RCP

Simuler des processus d'adaptation au changement climatique à court et long termes

L'observation des résultats de simulation obtenus dans le Val de Loire a montré que la chaîne de prise de décision implémentée dans le modèle SEVE ne parvenait pas à simuler des objectifs d'adaptation associés à une stratégie à long terme des agents *Viticulteur* ou *Superviseur*. Cette limite est inhérente à la recherche d'une optimisation permanente de l'itinéraire agronomique au regard du cycle phénologique. La variabilité du cycle de croissance de la vigne dépend du profil climatique de l'année. Le calendrier agronomique et les actions de travail du viticulteur dépendent donc de paramètres évoluant à l'échelle intra-annuelle. Bien que la sensibilité du viticulteur à la question du changement climatique soit déterminée à partir d'une vision à long terme de l'évolution du climat, ses pratiques d'adaptation sont donc optimisées à très court terme.

Dans la perspective d'intégrer conjointement des schémas d'adaptation à court et moyen/long terme au sein de la chaîne de décision des agents *Viticulteur* et *Superviseur*, plusieurs pistes de développement sont envisagées. Elles font appel à l'analyse de données mémorisées sous la forme de paramètres ou d'entités spatiales. Au niveau de l'agent *Viticulteur*, l'objectif est de conserver en mémoire des profils climatiques annuels associés à des listes d'actions agronomiques. Cette base d'informations sera utilisée pour construire une stratégie d'adaptation de court terme et intégrer une vision pluriannuelle pour anticiper certaines décisions d'adaptation. L'utilisation de méthodes bayésiennes est envisagée pour permettre de calculer des probabilités conditionnelles d'adaptation en fonction des pratiques effectuées dans le passé et de la sensibilité du viticulteur à la question du changement climatique. Au niveau de l'agent *Superviseur*, le même type de raisonnement est envisagé en intégrant la composition des agrégats *Parcelles en Zone Agroclimatique* dans une fonction de mémorisation. L'objectif est de pouvoir calculer des agrégats en fonction de leur niveau d'adaptation au changement climatique. L'agrégat contenant des parcelles ayant les potentialités agroclimatiques les plus faibles sur une période de cinq ans pourrait faire l'objet d'adaptations planifiées (changement de l'orientation des rangs, changement de porte greffe...) proposées à l'agent *Viticulteur*

concerné sur les dix années suivantes par exemple (le choix de réaliser cette adaptation dépendrait toujours du profil de l'agent *Viticulteur*).

Ces informations pourraient également être utilisées pour définir des zones d'implantation optimales associées à des modes de production adaptés à différents scénarios climatiques.

L'objectif de ces deux démarches est d'intégrer une vision de l'adaptation à long terme (figure 57) tout en tenant compte des exigences d'une bonne adéquation des pratiques agronomiques à l'échelle intra-annuelle.

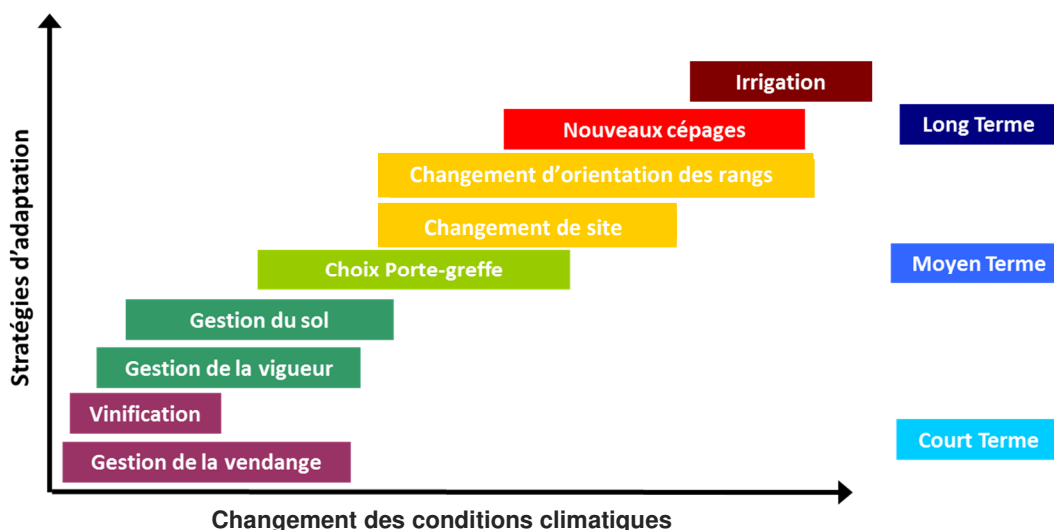


Figure 57 : Evolution des pratiques d'adaptation au changement climatique à différents horizons temporels (Neethling, 2016)

Mener des approches comparatives à l'échelle européenne et mondiale

Depuis une dizaine d'années, plusieurs réseaux de mesures ont été installés dans différents vignobles mondiaux (en Europe, en Amérique du sud, en Afrique et en Océanie) dans le cadre de projets de recherche impliquant l'UMR LETG (ANR-TERVICLIM, GICC-TERRADCLIM, LACCAVE, LIFE-ADVICLIM). Ces réseaux ont permis de constituer une importante base de données contenant un large spectre de macroclimats (Quénol, 2011). L'objectif est donc d'exploiter ces informations pour produire des simulations comparatives des conditions d'adaptation au changement climatique de ces zones de production viticole aux caractéristiques variées. Cette démarche est envisagée à micro-échelle pour comparer les itinéraires agronomiques adaptés à la variabilité climatique intra-annuelle dans différentes régions de production et à méso-échelle pour fournir une vision plus globale des potentialités d'adaptation des vignobles.

3. Modélisation de l'intégration d'infrastructures en mer au regard des usages présents et à venir

Dans le prolongement des programmes SIMARIS 1 et 2 dont j'ai assuré la coordination scientifique, je souhaite poursuivre les développements engagés sur la modélisation du déroulement des activités en mer côtière dans la perspective d'évaluer l'intégration des infrastructures de type EMR (Energies Marines Renouvelables) aux regards des usages existants et à venir.

Les EMR constituent un maillon important de la politique de transition énergétique. Dans ce contexte, au-delà du potentiel énergétique dont dispose la France en la matière, l'implantation de nouvelles infrastructures associées à l'exploitation des EMR pose de nombreuses questions associées à la gestion et l'harmonisation des usages marins. Les zones côtières subissent en effet de multiples pressions liées aux nombreuses activités humaines qui s'y développent. Ces activités créent un jeu complexe d'interactions pouvant conduire à des risques environnementaux et des conflits entre usagers.

Afin d'étudier l'acceptabilité sociale d'un projet d'implantation d'EMR, il est notamment indispensable de pouvoir évaluer son impact sur le déroulement des activités existantes. Cette information semble primordiale, tant pour les gestionnaires des politiques publiques que pour les opérateurs privés, afin d'anticiper les incidences potentielles d'une mise en exploitation. Or, il s'avère que ce type d'indicateur est actuellement le maillon faible (*missing layer*) des Systèmes d'Informations développés pour ce type de projet.

A l'échelle internationale, la réflexion autour de l'implantation des structures EMR s'inscrit le plus souvent dans un processus global de planification de l'espace maritime. Les méthodologies mises en œuvre, issues des préconisations du programme Land-Ocean Interactions in the Coastal Zone (LOICZ), se basent sur une identification des zones d'enjeux à l'échelle de façades maritimes. Basées le plus souvent sur des approches multicritères, les analyses menées visent à déterminer des sites d'implantation potentielle en associant, aux potentialités énergétiques, des filtres économiques (Hong et Möller, 2011) intégrant parfois une dimension écologique (Punt *et al.*, 2009 ; Drechsler *et al.*, 2011), des filtres environnementaux (Miller *et al.*, 2013) et, plus rarement, des filtres liés aux usages marins existants (Jongbloed *et al.*, 2014). Certaines démarches associent ces différents filtres mais elles se placent à des niveaux d'agrégation élevés qui entraînent une perte d'information (Lacroix et Pioch, 2011 ; Schillings *et al.*, 2012 ; Christie *et al.*, 2014) ou deviennent très sectoriels en ciblant spécifiquement une activité ou un écosystème (Azzellino *et al.*, 2013). Si les informations produites par ces démarches s'avèrent pertinentes pour identifier des sites d'implantation potentielle, elles restent insuffisantes pour déterminer les conditions d'intégration des infrastructures EMR.

Au-delà de la mise en évidence du déroulement des usages en mer, l'analyse des interactions actuelles et futures, en lien avec l'implantation d'une infrastructure, est incontournable pour évaluer l'intégration des EMR. Les zones côtières subissent en effet de multiples pressions liées aux usages existants. L'arrivée d'une nouvelle activité pose dans ce contexte deux questions spécifiques :

- quel est son impact immédiat sur le déroulement des activités présentes ?
- va-t-elle modifier durablement les conditions de pratiques des activités marines de la zone concernée ?

Ces deux questions sont abordées dans le cadre du programme ANR APPEAL (approche socio-écosystémique de l'impact des parcs éoliens flottants), lauréat du dernier appel d'offre sur les investissements d'avenir en lien avec les EMR. Ce projet propose une vision très transversale de la problématique de l'intégration des EMR en abordant l'ensemble des composantes anthropiques et environnementale impactées par l'arrivée d'une infrastructure en mer. La méthodologie mise en œuvre repose sur un groupe de chercheurs relevant de différentes disciplines académiques (biologie, écologie marine, géographie, anthropologie, sociologie,

économie et droit maritime). En charge de la tâche 3 du projet, ma contribution est tournée vers le développement d'une approche permettant de simuler les interactions de parcs éoliens offshore avec les écosystèmes marins et les activités anthropiques via un modèle multicritère spatialisé.

La modélisation des interactions entre les infrastructures et les activités marines mobilisera des algorithmes d'analyses spatiales (calculs d'intersections, de différences symétriques, de superpositions, itérées ou non par pas de temps). Cette démarche aura pour objectif de hiérarchiser et de catégoriser les interactions. Sur le site de Groix, cette démarche sera complétée par une approche d'optimisation multicritère spatialisée destinée à optimiser le calcul de zones de moindre contrainte en fonction d'indicateurs biologiques (issus de modèles trophiques et de niches écologiques), économiques et sociaux (intégrant des critères de perception spatialisée).

Basé sur MARXAN (Allnutt *et al.*, 2012), le modèle développé visera à produire des simulations spatialisées prospectives destinées à évaluer les incidences de l'implantation du PEOF à différentes échelles spatiales (environnement immédiat du parc, Groix et îles environnantes) et temporelles (temps présent, court et moyen terme) sur la base de différents scénarios formulés par les partenaires du projet (scientifiques, gestionnaires et industriels). Cette recherche d'une optimisation spatiale sera abordée via des algorithmes de recuit simulé qui permettront de calculer, non pas une solution, mais un panel de solutions optimales minimisant les contraintes sur les activités anthropiques (évolution des zones d'enjeu en terme d'interaction spatiale) et sur la biodiversité (intégration d'indicateurs de diversité écologique issus d'un modèle trophique implémenté sous ECOSIM).

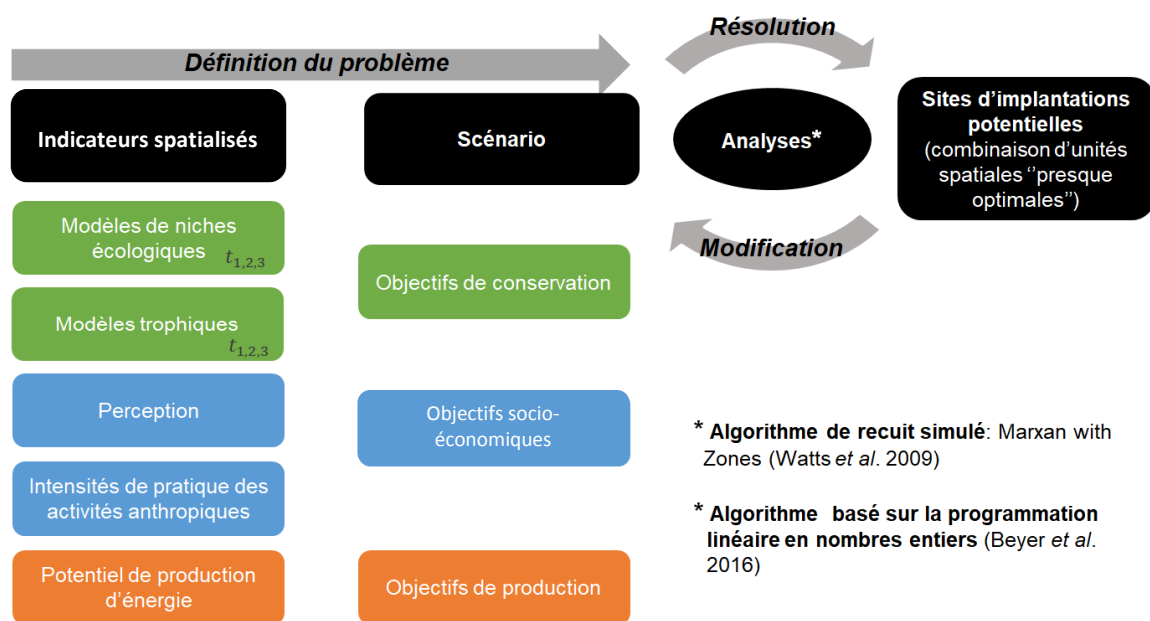


Figure 58 : Schéma général de l'approche multicritères envisagée

Cette action de recherche sera réalisée dans un cadre rétrospectif, afin d'identifier les conditions d'intégration initiales des parcs éoliens offshore et prospectif, pour analyser l'évolution des interactions durant les phases d'implantation et d'exploitation du projet.

Au-delà des résultats et des perspectives associés à ce mémoire d'habilitation, il ne faut pas perdre de vue que les interactions dynamiques structurant les anthroposystèmes sont extrêmement complexes à appréhender, ce qui doit amener tout modélisateur à une certaine modestie en ayant pleinement conscience de son incapacité à produire une démarche exhaustive.

Dans le même temps, la capacité d'un modèle à proposer des expérimentations très proches des conditions réelles reste un objectif clé pour aborder les capacités d'adaptation et de résilience des milieux et des sociétés face aux changements globaux (Verburg *et al.*, 2016).

Sous l'effet conjugué des progrès informatiques dans le domaine de l'intelligence artificielle distribuée et la production massive de données spatialisées, il est certain que les modèles iront vers un réalisme de plus en plus affirmé. Dans ce contexte, l'approche géographique, par sa vocation intrinsèquement pluridisciplinaire, est en mesure de rapprocher les composantes anthropiques et environnementales au sein de modèles spatialisés permettant de rendre compte de la diversité de leurs interactions.

Référence bibliographiques

- Agrawal A., 2003. Sustainable Governance of Common-Pool Resources: Context, Methods, and Politics, *Annual Review of Anthropology*, n°32(1), pp. 243–262.
- Allen J.F., 1991. Time and time again: the many ways to represent time, *International Journal of Intelligent Systems*, n°6(4), pp. 341–355.
- Allnut T.F., McClanahan T.R., Andréfouët S., Baker M., Lagabrielle E., McClennen C., Rakotomanjaka A.J.M., Tianarisoa T.F., Watson R., Kremen C., 2012. Comparison of Marine Spatial Planning Methods in Madagascar Demonstrates Value of Alternative Approaches, *PLoS ONE*, n°7(2), e28969, 15 p.
- Alloway B., 1995. Cadmium, , in *Heavy Metals in Soils: Their Origins, Chemical Behaviour & Bioavailability* Alloway B.J. (coord) (Blackie), pp 101–123
- An L., 2012. Modeling human decisions in coupled human and natural systems: Review of agent-based models, *Ecological Modelling*, n°229 pp. 25–36.
- Antoine L., 1979. *La croissance de la coquille Saint- Jacques Pecten maximus et ses variations en Mer Celtique et en Manche*, Université de Bretagne Occidentale, Brest, 167 p.
- Arzul G., Maguer J.-F., 1990. Influence of pig-farming on the copper content of estuarine sediments in Brittany, France, *Marine Pollution Bulletin*, n°21 pp. 431–434.
- Asselin C., Barbeau G., Morlat R., 2003. Les terroirs viticoles : du concept au produit, , in *Terroir, Zonazione, Viticoltura* Danny Schuster, Andrea Paoletti (Ed) (Phytoline Editore), pp 159–186
- Azzellino A., Conley D., Vicinanza D., Kofoed J.P., 2013. Marine Renewable Energies: Perspectives and Implications for Marine Ecosystems, *The Scientific World Journal*, n°2013, 3 p.
- Baggiolini M., 1952. Les stades repères dans le développement de la vigne et leur utilisation pratique, *Revue romande d'agriculture, de viticulture et d'arboriculture*, n°8(1), pp. 4–6.
- Ballé-Béganton J., Lample M., Bacher C., Fiandrino A., Guillard V., Thierry L., Mongrue R., Agúndez J., 2010. A modelling platform for complex socioecosystems: an application to freshwater management in coastal zones, *International Congress on Environmental Modelling and Software Modelling for Environment's Sake*, Ottawa, 8p.
- Banos A., Godara A., Lassarre S., 2005. Simulating pedestrians and cars behaviours in a virtual city: an agent-based approach, *Proceedings of the European Conference on Complex Systems*, Paris, 4 p.
- Barbeau C., Barbeau G., Joannon A., 2014. Analyzing the sensitivity of viticultural practices to weather variability in a climate change perspective: an application to workable-day modelling, *Journal International des Sciences de la Vigne et du Vin*, n°48(2), pp. 141–152.
- Barbeau G., Cadot Y., Stevez L., Bouvet M., Cosneau M., Asselin C., Mege A., 2001. Role of soil physical properties, climate and harvest period on must composition, wine type and flavour (*Vitis vinifera* L, cv chenin), Coteaux du Layon, France, in *Proceedings of the 26th world congress of the OIV* (OIV, Adelaide, Australia,), pp 105–118
- Barillé L., Héral M., Barillé-Boyer A.-L., 1997. Modélisation de l'écophysologie de l'huître *Crassostrea gigas* dans un environnement estuarien, *Aquatic Living Resources*, n°10(1), pp. 31–48.

- Barillé L., Lerouxel A., Dutertre M., Haure J., Barillé A.-L., Pouvreau S., Alunno-Bruscia M., 2011. Growth of the Pacific oyster (*Crassostrea gigas*) in a high-turbidity environment: Comparison of model simulations based on scope for growth and dynamic energy budgets, *Journal of Sea Research*, n°66(4), pp. 392–402.
- Battaglini A., Barbeau G., Bindi M., Badeck F.-W., 2009. European winegrowers' perceptions of climate change impact and options for adaptation, *Regional Environmental Change*, n°9(2), pp. 61–73.
- Bédard Y., Larrivée S., Proulx M.-J., Nadeau M., 2004. Modeling Geospatial Databases with Plug-Ins for Visual Languages: A Pragmatic Approach and the Impacts of 16 Years of Research and Experimentations on Perceptory, , in *Conceptual Modeling for Advanced Application Domains* Lecture Notes in Computer Science (Springer, Berlin, Heidelberg), pp 17–30.
- Bellard C., Bertelsmeier C., Leadley P., Thuiller W., Courchamp F., 2012. Impacts of climate change on the future of biodiversity, *Ecology Letters*, n°15(4), pp. 365–377.
- Beyer H.L., Dujardin Y., Watts M.E., Possingham H.P., 2016. Solving conservation planning problems with integer linear programming, *Ecological Modelling*, n°328 pp. 14–22.
- Binder C., Hinkel J., Bots P., Pahl-Wostl C., 2013. Comparison of Frameworks for Analyzing Social-ecological Systems, *Ecology and Society*, n°18(4), 19 p.
- Bonneau de Beaufort L., Sedki K., Fontenelle G., 2015. Inference reasoning on fishers' knowledge using Bayesian causal maps, *Ecological Informatics*, n°30 pp. 345–355.
- Bonnefoy C., Quenol H., Bonnardot V., Barbeau G., Madelin M., Planchon O., Neethling E., 2012. Temporal and spatial analyses of temperature in a French wine-producing area: the Loire Valley, *International Journal of Climatology*, n°33(8), pp. 1849–1862.
- Boucher J., Fifas S., 1997. Dynamique de la population de coquilles Saint-Jacques (*Pecten maximus*) de la rade de Brest : Hier était-il différent d'aujourd'hui ?, *Annales de l'Institut Oceanographique*, n°73(1), pp. 89–100.
- Bousquet F., 2001. *Modélisation d'accompagnement simulation multi-agents et gestion des ressources naturelles et renouvelables*, Habilitation à Diriger des Recherches, Université de Lyon 1, 70 p.
- Bousquet F., Le Page C., 2004. Multi-agent simulations and ecosystem management: a review, *Ecological Modelling*, n°176 pp. 313–332.
- Briche E., Beltrando G., Somot S., Quenol H., 2014. Critical analysis of simulated daily temperature data from the ARPEGE-climate model: application to climate change in the Champagne wine-producing region, *Climatic Change*, n°123(2), pp. 241–254.
- Cabré A., Marinov I., Leung S., 2015. Consistent global responses of marine ecosystems to future climate change across the IPCC AR5 earth system models, *Climate Dynamics*, n°45(5–6), pp. 1253–1280.
- Cann C., Bordenave P., Saint-Cast P., Benoist J.-C., 1999. Transfert et flux de nutriments - Importance des transports de surface et de faible profondeur, actes du colloque *Pollutions diffuses : du bassin versant au littoral*, IFREMER, Saint-Brieuc, pp 125–140.
- Celette F., Ripoche A., Gary C., 2010. WaLIS—A simple model to simulate water partitioning in a crop association: The example of an intercropped vineyard, *Agricultural Water Management*, n°97(11), pp. 1749–1759.

- Chang Y.C., Hong F.W., Lee M.T., 2008. A system dynamic based DSS for sustainable coral reef management in Kenting coastal zone, Taiwan, *Ecological Modelling*, n°211(1), pp. 153–168.
- Chauvaud L., Donval A., Thouzeau G., Paulet Y.M., Nézan E., 2001. Variations in food intake of *Pecten maximus* (L.) from the Bay of Brest (France): influence of environmental factors and phytoplankton species composition, *Comptes rendus de l'Académie des sciences. Serie III, Sciences de la vie*, n°324(8), pp. 743–755.
- Chauvaud L., Thouzeau G., Paulet Y.-M., 1998. Effects of environmental factors on the daily growth rate of *Pecten maximus* juveniles in the Bay of Brest (France), *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, n°227(1), pp. 83–111.
- Chavalarias D., Bourguine P., Perrier E., Amblard F., Arlabosse F., Auger P., Baillon J.-B., Barreteau O., Baudot P., Bouchaud E., *et al.*, 2009. French Roadmap for complex Systems 2008-2009, 82 p.
- Chee Y.E., Wilkinson L., Nicholson A.E., Quintana-Ascencio P.F., Fauth J.E., Hall D., Ponzio K.J., Rumpff L., 2016. Modelling spatial and temporal changes with GIS and Spatial and Dynamic Bayesian Networks, *Environmental Modelling & Software*, n°82 pp. 108–120.
- Chenorkian R., Robert S., 2014. *Les interactions hommes-milieux*, Collections Indisciplines, Quae, 182 p.
- Cheylan J.-P., Lardon S., Mathian H., Sanders L., 1994. Les problématiques liées au temps dans les SIG, *Revue Internationale de Géomatique*, n°4 pp. 287–305.
- Christ P.J., Kohley T.W., Oakleaf J., 2000. Assessing land-use impacts on biodiversity using an expert system tool, *Landscape ecology*, n°15 pp. 47–62.
- Christiansen G., 2011. *Modélisation du savoir porté par les acteurs d'un système : application aux pêcheurs à la coquille en rade de Brest*, Mémoire de fin d'études d'ingénieur agronome, Agrocampus, 74 p.
- Christie N., Smyth K., Barnes R., Elliott M., 2014. Co-location of activities and designations: A means of solving or creating problems in marine spatial planning?, *Marine Policy*, n°43 pp. 254–261.
- Claramunt C., 2001. *Vers une intégration de la temporalité dans les SIG*, Habilitation à Diriger des Recherches, Université de Rouen, 57 p.
- Claramunt C., Parent C., Spaccapietra S., Thériault M., 1999. Database Modelling for Environmental and Land Use Changes, , in *Geographical Information and Planning : European Perspectives* (Springer-Verlag), pp 173–194
- Cognie B., Haure J., Barillé L., 2006. Spatial distribution in a temperate coastal ecosystem of the wild stock of the farmed oyster *Crassostrea gigas* (Thunberg), *Aquaculture*, n°259(1), pp. 249–259.
- Cuq F., 2001. Analyse des interactions entre les actions humaines et le milieu littoral : une approche discrète de l'impact des activités anthropiques, *CoastGis*, Halifax, 10 p.
- Deffontaines J.-P., Brossier J., 1997. *Agriculture et qualité de l'eau : l'exemple de Vittel*, rapport INRA (D14), Paris, 78 p.
- Denderen V., Daniël P., Hintzen N.T., van Kooten T., Rijnsdorp A.D., 2015. Temporal aggregation of bottom trawling and its implication for the impact on the benthic ecosystem, *ICES Journal of Marine Science*, n°72(3), pp. 952–961.

- Déqué M., Pielou J.P., 1995. High resolution climate simulation over Europe, *Climate Dynamics*, n°11(6), pp. 321–339.
- Devillers R., 2004. *Conception d'un système multidimensionnel d'information sur la qualité des données géospatiales*, Thèse en Sciences de l'Information Géographique, Université de Marne la Vallée, 155 p.
- Drechsler M., Ohl C., Meyerhoff J., Eichhorn M., Monsees J., 2011. Combining spatial modeling and choice experiments for the optimal spatial allocation of wind turbines, *Energy Policy*, n°39(6), pp. 3845–3854.
- Drogoul A., Amouroux E., Caillou P., Gaudou B., Grignard A., Marilleau N., Taillandier P., Vavasseur M., Vo D.-A., Zucker J.-D., 2013. GAMA: A Spatially Explicit, Multi-level, Agent-Based Modeling and Simulation Platform, , in *Advances on Practical Applications of Agents and Multi-Agent Systems* Eds T Ishida, J M Corchado, and J Bajo (Springer Berlin Heidelberg, Berlin, Heidelberg), pp 271–274.
- Drogoul A., Huynh N.Q., Truong Q.C., 2016. Coupling Environmental, Social and Economic Models to Understand Land-Use Change Dynamics in the Mekong Delta, *Frontiers in Environmental Science*, n°4, 23 p.
- Duboz R., 2004. *Intégration de modèles hétérogènes pour la modélisation et la simulation de systèmes complexes. Application à la modélisation multi-échelles en écologie marine*, Thèse d'Informatique, ULCO, 230 p.
- Duchêne E., Schneider C., 2005. Grapevine and climatic changes: a glance at the situation in Alsace, *Agronomy for Sustainable Development*, n°25(1), pp. 93–99.
- Durand P., Breuer L., Johnes P.J., Billen G., Butturini A., Pinay G., van Grinsven H., Garnier J., Rivett M., Reay D.S., et al., 2011. Nitrogen processes in aquatic ecosystems, , in *The European Nitrogen Assessment* Eds M A Sutton, C M Howard, J W Erisman, G Billen, A Bleeker, P Grennfelt, H van Grinsven, and B Grizzetti (Cambridge University Press, Cambridge), pp 126–146.
- Dussauze M., Sanchez M., Barillé L., Hitier B., Oger-Jeanerret H., Robin M., 2009. Modélisation de la turbidité en Baie de Bourgneuf (France), , in *Modélisation de la turbidité en Baie de Bourgneuf (France)*, Conférence Méditerranéenne Côtière et Maritime, Hammamet, Paralia, 4 p.
- Easterling W.E., Polsky C., 2004. Crossing the Divide: Linking Global and Local Scales in Human-Environment Systems, , in *Scale and Geographic Inquiry* (Wiley-Blackwell), pp 66–85.
- Elliott M., Burdon D., Atkins J.P., Borja A., Cormier R., de Jonge V.N., Turner R.K., 2017. “And DPSIR begat DAPSI(W)R(M)!” - A unifying framework for marine environmental management, *Marine Pollution Bulletin*, n°118(1), pp. 27–40.
- Faucher C., Tissot C., Lafaye J.-Y., Bertrand F., Brosset D., Rouan M., 2010. Location- and temporal-based services for nature–society interaction regulation, *Journal of Location Based Services*, n°4(3–4), pp. 147–165.
- Ferber J., 1995. *Les systèmes multi-agents ; vers une intelligence collective*, Dunod, Paris, 522 p.
- Ferraro D.O., 2009. Fuzzy knowledge-based model for soil condition assessment in Argentinean cropping systems, *Environmental Modelling & Software*, n°24(3), pp. 359–370.

- Fifas S., 1991. *Analyse et modélisation des paramètres d'exploitation du stock de coquilles saint-jacques (Pecten maximus, L.) en baie de Saint Brieuc (manche ouest, France)*, Thèse de Biologie, Université de Bretagne Occidentale, Brest, 422 p.
- Filatova T., Verburg P.H., Parker D.C., Stannard C.A., 2013. Spatial agent-based models for socio-ecological systems: Challenges and prospects, *Environmental Modelling & Software*, n°45 pp. 1–7.
- Folke C., 2007. Social–ecological systems and adaptive governance of the commons, *Ecological Research*, n°22(1), pp. 14–15.
- Fraga H., Malheiro A.C., Moutinho-Pereira J., Santos J.A., 2012. An overview of climate change impacts on European viticulture, *Food and Energy Security*, n°1(2), pp. 94–110.
- Fraga H., Malheiro A.C., Moutinho-Pereira J., Santos J.A., 2013. Future scenarios for viticultural zoning in Europe: ensemble projections and uncertainties, *International Journal of Biometeorology*, n°57(6), pp. 909–925.
- Gari S.R., Newton A., Icely J.D., 2015. A review of the application and evolution of the DPSIR framework with an emphasis on coastal social-ecological systems, *Ocean & Coastal Management*, n°103 pp. 63–77.
- Gimblett H.R., Skov-Peterson H., 2008. *Monitoring, Simulation, and Management of Visitor Landscapes*, University of Arizona Press, 464 p.
- Glize P., Guisse S.-N., 2009. Approche zootechnique de l'élevage conchylicole au large en baie de Bourgneuf : essais préliminaires, SMIDAP, 87 p.
- Glize P., Louis R., Montergous M., 2010. ELEVAGE CONCHYLICOLE AU LARGE EN BAIE DE BOURGNEUF : Potentialité de diversification, SMIDAP, 68 p.
- Glize P., Tétard X., Dreux D., 2010. ELEVAGE CONCHYLICOLE AU LARGE EN BAIE DE BOURGNEUF : Approche zootechnique et cartographique, SMIDAP, 123 p.
- Gotway C.A., Young L.J., 2002. Combining incompatible spatial data, *Journal of the American Statistical Association*, n°97 pp. 632–648.
- Gould S.J., 1987. *Time's Arrow, Time's Cycle: Myth and Metaphor in the Discovery of Geological Time*, Harvard University Press, Cambridge, 222 p.
- Grall J., 2009. Fiche de synthèse d'habitat "Maerl", Rapport du REBENT, Brest, 9 p.
- Grall J., Hall-Spencer J.M., 2003. Problems facing maerl conservation in Brittany, *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems*, n°13(1), pp. 55–64.
- Guégan C., 2012. *Modélisation de la fréquentation touristique du Mont-Saint-Michel : approches systémique et prospective*, Thèse de Géographie, Université de Bretagne Occidentale, 216 p.
- Guégan C., Tissot C., Kervern S., Brosset D., Le Berre S., Brigand L., 2015. Observation et modélisation des flux touristiques : application au Mont-Saint-Michel, *Cybergeo : Revue européenne de géographie / European journal of geography*, 18 p.
- Haberl H., Schulz N.B., Plutzer C., Erb K.H., Krausmann F., Loibl W., Moser D., Sauberer N., Weisz H., Zechmeister H.G., Zulka P., 2004. Human appropriation of net primary production and species diversity in agricultural landscapes, *Agriculture, Ecosystems & Environment*, n°102(2), pp. 213–218.

- Hannah L., Roehrdanz P.R., Ikegami M., Shepard A.V., Shaw M.R., Tabor G., Zhi L., Marquet P.A., Hijmans R.J., 2013. Climate change, wine, and conservation, *Proceedings of the National Academy of Sciences*, n°110(17), pp. 6907–6912.
- Hartog F., Archambault P., 2002. Impacts de la pêche au pétoncle sur les fonds marins et la faune associée : revue de littérature, , Ministère de la Pêche et des Océans, Québec, 38 p.
- Hassoumi I., 2015. *Approche multi-agents de couplage de modèles pour la modélisation des systèmes complexes spatiaux: application à l'aménagement urbain de la ville de Métovia*, Thèse d'Informatique, Université de Paris 6, 223 p.
- Haure J., Papin M., Dupuy B., Nourry M., Penisson C., Martin J., Barillé L., Dutertre M., Rosa P., Beninger P., Barillé A., 2008. Etude de la croissance et de l'effort de reproduction de *Crassostrea Gigas* en baie de Bourgneuf, IFREMER-Université de Nantes-BioLittoral, 96 p.
- Herrero-Jiménez C.M., 2012. An expert system for the identification of environmental impact based on a geographic information system, *Expert Systems with Applications*, n°39(8), pp. 6672–6682.
- Heylighen F., 1992. Principles of Systems and Cybernetics: an evolutionary perspective, *Cybernetics and Systems*, pp. 3–10.
- Holling C., Steele J., Jeffers J., Rabinovich G., Gallopin G., Gross J., Shimazu Y., 1974. *Modelling and simulation for environmental impact analysis*, IIASA, 57 p.
- Holling C.S. ed, 1978. *Adaptive environmental assessment and management*, Wiley, 400 p.
- Hong L., Möller B., 2011. Offshore wind energy potential in China: Under technical, spatial and economic constraints, *Energy*, n°36(7), pp. 4482–4491.
- Hoogendoorn S.P., Bovy P.H.L., 2004. Pedestrian route-choice and activity scheduling theory and models, *Transportation Research Part B: Methodological*, n°38(2), pp. 169–190.
- Houet T., 2015. *Prospective environnementale et géographie : Apports de la dimension spatiale*, Habilitation à Diriger des Recherches, Institut National Polytechnique de Toulouse, 127 p.
- Huglin P., 1978. Nouveau mode d'évaluation des possibilités heliothermiques d'un milieu viticole, *Comptes Rendus de l'Académie d'Agriculture de Franc*, n°64 pp. 1117–1126.
- Huglin P., Schneider C., 1998. *Biologie et écologie de la vigne*, Lavoisier Tec&Doc, Paris, 370 p.
- Jaffrain J., Billen G., Ragueneau O., Tissot C., Durand P., 2009. *Modélisation des interactions terre-mer: Approche Interdisciplinaire en Rade de Brest*, rapport du projet MOITEM, Région Bretagne, 87 p.
- Japenga J., Dalenberg J., Wiersma D., Scheltens S., Hesterberg D., Salomons W., 1992. Effect of liquid animal manure application on the solubilization of heavy metals from soil, *International Journal of Environmental and Analytical Chemistry*, n°46 pp. 25–39.
- Jochem R., Pouwels R., Visschedijk P., 2006. MASOOR: The Power to Know – A Story About the Development of an Intelligent and Flexible Monitoring Instrument, *Third International Conference on Monitoring and Management of Visitor Flows in Recreational and Protected Areas*, Switzerland, pp 347–350.
- Jollivet M., Pavé A., 1993. L'environnement : un champ de en formation, *Nature-Sciences-Sociétés*, n°1 pp. 6–20.

- Jondreville C., Revy P., Jaffrézic A., Dourmad J.-Y., 2002. Le cuivre dans l'alimentation du porc : oligoélément essentiel, facteur de croissance et risque potentiel pour l'homme et l'environnement, *Productions animales*, n°15(4), pp. 247–265.
- Jones G.V., Davis R.E., 2000. Using a synoptic climatological approach to understand climate–viticulture relationships, *International Journal of Climatology*, n°20(8), pp. 813–837.
- Jongbloed R.H., van der Wal J.T., Lindeboom H.J., 2014. Identifying space for offshore wind energy in the North Sea. Consequences of scenario calculations for interactions with other marine uses, *Energy Policy*, n°68 pp. 320–333.
- Josselin D., Orsier B., Janin C., 1995. La modélisation de la déprise agricole en zone de montagne : approche " déductive ", " inductive " ou " hybride " ?, *Revue Internationale de Géomatique*, n°5(3–4), pp. 329–344.
- Kelly (Letcher) R.A., Jakeman A.J., Barreteau O., Borsuk M.E., ElSawah S., Hamilton S.H., Henriksen H.J., Kuikka S., Maier H.R., Rizzoli A.E., van Delden H., Voinov A.A., 2013. Selecting among five common modelling approaches for integrated environmental assessment and management, *Environmental Modelling & Software*, n°47 pp. 159–181.
- Lacroix D., Pioch S., 2011. The multi-use in wind farm projects: more conflicts or a win-win opportunity?, *Aquatic Living Resources*, n°24(02), pp. 129–135.
- Lagadeuc Y., Chenorkian R., 2009. Les systèmes socio-écologiques : vers une approche spatiale et temporelle, *Natures Sciences Sociétés*, n°17(2), pp. 194–196.
- Langlois P., Blanpain B., Daudé É., 2015. MAGéo, une plateforme de modélisation et de simulation multi-agent pour les sciences humaines, *Cybergeo : European Journal of Geography*, n° 741, 34 p.
- Langran G., 1993. *Time in Geographic Information Systems*, Taylor and Francis, London, 189 p.
- Le Berre S., 2012. *Bountîles Mont-Saint-Michel. Rapport méthodologique pour le suivi des indicateurs de la fréquentation du Mont-Saint-Michel avant, pendant et après les travaux*, Syndicat Mixte Baie du Mont-Saint-Michel, 50 p.
- Le Grel L., Le Bihan V., 2009. Oyster Farming and Externalities: The Experience of the Bay of Bourgneuf, *Aquaculture Economics & Management*, n°13(2), pp. 112–123.
- Le Guyader D., 2012. *Modélisation des activités humaines en mer côtière*, Thèse de Géographie, Université de Bretagne occidentale, 255 p.
- Le Guyader D., Ray C., Gourmelon F., Brosset D., 2017. Defining high-resolution dredge fishing grounds with Automatic Identification System (AIS) data, *Aquatic Living Resources*, n°30, pp. 39.
- Le Page C., 2017. *Simulation multi-agent interactive: engager des populations locales dans la modélisation des socio-écosystèmes pour stimuler l'apprentissage social*, Habilitation à Diriger des Recherches, UPMC, 126 p.
- Le Page C., Bazile D., Becu N., Bommel P., Bousquet F., Etienne M., Mathevet R., Souchère V., Trébuil G., Weber J., 2013. Agent-Based Modelling and Simulation Applied to Environmental Management, , in *Simulating Social Complexity Understanding Complex Systems* (Springer, Berlin, Heidelberg), pp 499–540.

- Le Roux R., 2017. *Modélisation climatique à l'échelle des terroirs viticoles dans un contexte de changement climatique*, Thèse de Géographie, Université de Rennes 2, 207 p.
- Le Roux R., de Ressaiguier L., Corpetti T., Jégou N., Madelin M., van Leeuwen C., Quénot H., 2017. Comparison of two fine scale spatial models for mapping temperatures inside winegrowing areas, *Agricultural and Forest Meteorology*, n°247 pp. 159–169.
- Le Tixerant M., Gourmelon F., Tissot C., Brosset D., 2011. Modelling of human activity development in coastal sea areas, *Journal of Coastal Conservation*, n°15(4), pp. 407–416.
- Legrand P., Perrier A., 1994. Une politique de l'environnement à l'INRA - Orientations pour la délégation de l'environnement, *Courrier de l'environnement de l'INRA*, n°21 pp. 52–58.
- Leles S.G., Valentin J.L., Figueiredo G.M., 2016. Evaluation of the complexity and performance of marine planktonic trophic models, *Anais Da Academia Brasileira De Ciencias*, n°88(3), pp. 1971–1991.
- Lerouxel A., Barillé L., Rosa P., Froidefond J., 2008. *Analyse de la distribution spatiale des la turbidité en baie de Bourgneuf et son impact sur les cultures ostréicoles*, SMIDAP, 61 p.
- Leroy P., 2000. *Le Dahu - Légende vivante des montagnes* Edition du Mont, 32 p.
- Levasseur P., 2002. Composition chimique détaillée des aliments et des lisiers de porc, n°25(1), pp. 19–25.
- Lévêque C., 2001. *Ecologie. De l'écosystème à la biosphère*, Masson Sciences, DUNOD, 502 p.
- Levin S.A., 1998. Ecosystems and the Biosphere as Complex Adaptive Systems, *Ecosystems*, n°1(5), pp. 431–436.
- Levontin P., Kulmala S., Haapasaari P., Kuikka S., 2011. Integration of biological, economic, and sociological knowledge by Bayesian belief networks: the interdisciplinary evaluation of potential management plans for Baltic salmon, *ICES Journal of Marine Science*, n°68(3), pp. 632–638.
- L'herroux L., 1997. *Devenir des éléments métalliques provenant des effluents d'élevages apportés aux parcelles agricole. Etude du modèle expérimental "Solepur" et cas de l'estuaire de l'Aber-Wrach*, Thèse de Chimie Marine, Université de Bretagne Occidentale, Brest, 211 p.
- Liu C., Kroeze C., Hoekstra A.Y., Gerbens-Leenes W., 2012. Past and future trends in grey water footprints of anthropogenic nitrogen and phosphorus inputs to major world rivers, *Ecological Indicators*, n°18 pp. 42–49.
- Liu H., Benoit G., Liu T., Liu Y., Guo H., 2015. An integrated system dynamics model developed for managing lake water quality at the watershed scale, *Journal of Environmental Management*, n°155 pp. 11–23.
- Liu J., Dietz T., Carpenter S.R., Alberti M., Folke C., Moran E., Pell A.N., Deadman P., Kratz T., Lubchenco J., Ostrom E., Ouyang Z., Provencher W., Redman C.L., Schneider S.H., Taylor W.W., 2007. Complexity of Coupled Human and Natural Systems, *Science*, n°317(5844), pp. 1513–1516.
- Lorrain A., 2002. *Utilisation de la coquille Saint-Jacques comme traceur environnemental : approches biologique et biogéochimique*, Thèse de Biologie, Université de Bretagne Occidentale, Brest, 289 p.
- Louail T., Delage M., Le Néchet F., Mathian H., Rey S., 2010. AccesSim: simulation of accessibility in urban settings and experiments in teaching applications, , in *MAPS2 conference: Teaching of / with Agent-Based Models in the Social Sciences* (Paris, France), 11 p.

- Maldonado A., Wachowicz M., Vaázquez-Hoehne A., 2011. Movement Surface: A Multilevel Approach for Predicting Visitor Movement in Nature Areas, *Environment and Planning B: Planning and Design*, n°38(5), pp. 864–878.
- Marsili-Libelli S., 2004. Fuzzy prediction of the algal blooms in the Orbetello lagoon, *Environmental Modelling & Software*, n°19(9), pp. 799–808.
- Martin R., Schlüter M., 2015. Combining system dynamics and agent-based modeling to analyze social-ecological interactions—an example from modeling restoration of a shallow lake, *Frontiers in Environmental Science*, n°3, 15 p.
- Mathian H., Sanders L., 2014. *Spatio-temporal approaches: geographic objects and change process*, ISTE, John Wiley & Sons, 158 p.
- McGinnis M., Ostrom E., 2014. Social-ecological system framework: initial changes and continuing challenges, *Ecology and Society*, n°19(2), 12 p.
- Ménesguen A., 1999. L'utilisation de modèles écologiques dans la lutte contre l'eutrophisation des eaux côtières françaises, , in *Colloque Pollutions diffuses : du bassin-versant au littoral* (Saint-Brieuc), pp 31–48
- Ménesguen A., Belin C., Chapelle A., Guillaud J.-F., Joanny M., Lefebvre A., Merceron M., Piriou J.-Y., Souchu P., 2001. L'eutrophisation des eaux marines et saumâtres en Europe, en particulier en France, , IFREMER, Brest, 64 p.
- Michetti M., Zampieri M., 2014. Climate–Human–Land Interactions: A Review of Major Modelling Approaches, *Land*, n°3(3), pp. 793–833.
- Millennium Ecosystem Assessment, 2005. *Ecosystems and human well-being: synthesis*, Island Press, Washington DC, 137 p.
- Miller R.G., Hutchison Z.L., Macleod A.K., Burrows M.T., Cook E.J., Last K.S., Wilson B., 2013. Marine renewable energy development: assessing the Benthic Footprint at multiple scales, *Frontiers in Ecology and the Environment*, n°11(8), pp. 433–440.
- Monbet P., 2001. *Comportement des métaux (cuivre, plomb et cadmium) dans un estuaire à fort caractère agricole, bilan de masse. Cas de la baie de Morlaix*, Thèse de Chimie Marine, Université de Bretagne Occidentale, 217 p.
- Morlat R., 2010. *Traité de Viticulture de Terroir*, Lavoisier Tec & Doc, 492 p.
- Mosedale J.R., Abernethy K.E., Smart R.E., Wilson R.J., Maclean I.M.D., 2016. Climate change impacts and adaptive strategies: lessons from the grapevine, *Global Change Biology*, n°22(11), pp. 3814–3828.
- Müller J., Lagrange J., Weibel R., Salgé F., 1995. *GIS and Generalization : Methodology and practice*, Taylor & Francis, 280 p.
- Muxart T., Blandin P., Friedberg C., 1992. Hétérogénéité du temps et de l'espace : niveaux d'organisation et échelles spatio-temporelles, , in *Sciences de la nature, sciences de la société. Les passeurs de frontières* (CNRS), pp 243–258.

- Naranjo-Madrigal H., van Putten I., Norman-López A., 2015. Understanding socio-ecological drivers of spatial allocation choice in a multi-species artisanal fishery: A Bayesian network modeling approach, *Marine Policy*, n°62 pp. 102–115.
- Neethling E., 2016. *Adaptation de la viticulture au changement climatique: vers des stratégies à haute résolution*, Thèse de Géographie, Université de Rennes 2, 205 p.
- Neethling E., Barbeau G., Bonnefoy C., Quénot H., 2012. Change in climate and berry composition for grapevine varieties cultivated in the Loire Valley, *Climate Research*, (53), pp. 89–101.
- Nelson J.K., Brewer C.A., 2017. Evaluating data stability in aggregation structures across spatial scales: revisiting the modifiable areal unit problem, *Cartography and Geographic Information Science*, n°44(1), pp. 35–50.
- Nitzbon J., Heitzig J., Parlitz U., 2017. Sustainability, collapse and oscillations in a simple World-Earth model, *Environmental Research Letters*, n°12(7), 15 p.
- Ollat N., Touzard J.-M., Leeuwen C. van, 2016. Climate Change Impacts and Adaptations: New Challenges for the Wine Industry*, *Journal of Wine Economics*, n°11(1), pp. 139–149.
- Openshaw S., 1984. *The Modifiable Areal Unit Problem*, Geo Books, Norwich, 40 p.
- Ostrom E., 2009. A general framework for analyzing sustainability of social-ecological systems, *Science (New York, N.Y.)*, n°325(5939), pp. 419–422.
- Papadimitriou E., Yannis G., Golias J., 2009. A critical assessment of pedestrian behaviour models, *Transportation Research Part F: Traffic Psychology and Behaviour*, n°12(3), pp. 242–255.
- Parent C., 1998. Modeling Spatial Data in the MADS Conceptual Model, International Symposium on Spatial Data Handling, Vancouver, 12 p.
- Parent C., Spaccapietra S., Zimányi E., 2006. *Conceptual modeling for traditional and spatio-temporal applications: the MADS approach*, Springer-Verlag, 465 p.
- Parker A., de Cortázar-Atauri I.G., Chuine I., Barbeau G., Bois B., Boursiquot J.-M., Cahurel J.-Y., Claverie M., Dufourcq T., Génys L., et al., 2013. Classification of varieties for their timing of flowering and veraison using a modelling approach: A case study for the grapevine species *Vitis vinifera* L., *Agricultural and Forest Meteorology*, n°180 pp. 249–264.
- Parker A.K., Cortázar-Atauri I.G.D., Leeuwen C.V., Chuine I., 2011. General phenological model to characterise the timing of flowering and veraison of *Vitis vinifera* L., *Australian Journal of Grape and Wine Research*, n°17(2), pp. 206–216.
- Pascual M., 2005. Computational Ecology: From the Complex to the Simple and Back, *PLOS Computational Biology*, n°1(2), e18, 5 p.
- Pasquaud S., Courrat A., Fonseca V.F., Gamito R., Gonçalves C.I., Lobry J., Lepage M., Costa M.J., Cabral H., 2013. Strength and time lag of relationships between human pressures and fish-based metrics used to assess ecological quality of estuarine systems, *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, n°134 pp. 119–127.

- Picault S., Mathieu P., Kubera Y., 2010. PADAWAN, un modèle multi-échelles pour la simulation orientée interactions, , in *JFSMA'2010 – Mahdia (Tunisie) – 18-20 octobre 2010* Ed M O et L Rejeb (Cépaduès, France), pp 193–202.
- Pinay G., Gascuel C., Menesguen A., Souchon Y., Le Moal M., Levain A., Moatar F., Pannard A., Souchu P., 2017. *L'eutrophisation : manifestations, causes, conséquences et prédictibilité*. Synthèse de l'Expertise scientifique collective CNRS - Ifremer - INRA - Irstea, 148 p.
- Pinet F., 2012. Entity-relationship and object-oriented formalisms for modeling spatial environmental data, *Environmental Modelling & Software*, n°33 pp. 80–91.
- Pope A.J., Gimblett R., 2015. Linking Bayesian and agent-based models to simulate complex social-ecological systems in semi-arid regions, *Frontiers in Environmental Science*, n°3, 9 p.
- Pouliot J., Golay F., Caloz R., Chevallier J.-J., 1998. Définition d'un référentiel pour le couplage SIG-modèle, 4ème Journées scientifiques du département de génie rural, Montana, Suisse.
- Priem R., Maton A., 1980. The influence of the content of trace elements in the feed on the composition of liquid manure of pigs, , in *Effluents from livestock*, Applied Science Publisher, 712 p.
- Punt M.J., Groeneveld R.A., van Ierland E.C., Stel J.H., 2009. Spatial planning of offshore wind farms: A windfall to marine environmental protection?, *Ecological Economics*, n°69(1), pp. 93–103.
- Qin H.-P., Su Q., Khu S.-T., 2011. An integrated model for water management in a rapidly urbanizing catchment, *Environmental Modelling & Software*, n°26(12), pp. 1502–1514.
- Quénoel H., 2011. *Observation et modélisation spatiale du climat aux échelles fines dans un contexte de changement climatique*, Habilitation à Diriger des Recherches, Université de Rennes 2, 102 p.
- Quénoel H., Bonnardot V., 2014. A multi-scale climatic analysis of viticultural terroirs in the context of climate change : the "TERADCLIM" project, *International Journal of Vine and Wine Sciences*, pp. 23–32.
- Quénoel H., Marie G., Barbeau G., Van Leeuwen C., HOFMANN M., Foss C., Irimia L., ROCHARD J., Boulanger J.-P., Tissot C., Miranda C., 2014. Adaptation of viticulture to climate change: high resolution observations of adaptation scenario for viticulture: the adviclim european project, *Bulletin de l'OIV*, n°87(1001-1002–1003), pp. 395–406.
- Quijano-Gil J., Hutzler G., Louail T., 2010. Accroche-toi au niveau, j'enlève l'échelle. Éléments d'analyse des aspects multiniveaux dans la simulation à base d'agents, *Revue des Sciences et Technologies de l'Information - Série RIA : Revue d'Intelligence Artificielle*, n°24(5), pp. 625–648.
- Ruelland D., Billen G., Brunstein D., Garnier J., 2007. SENEQUE: a multi-scaling GIS interface to the Riverstrahler model of the biogeochemical functioning of river systems, *The Science of the Total Environment*, n°375(1–3), pp. 257–273.
- Safavi H.R., Golmohammadi M.H., Sandoval-Solis S., 2015. Expert knowledge based modeling for integrated water resources planning and management in the Zayandehrud River Basin, *Journal of Hydrology*, n°528 pp. 773–789.
- Sanders L. (dir), 2001. *Modèles en analyse spatiale*, Hermès, Lavoisier, 336 p.

- Schillings C., Wanderer T., Cameron L., van der Wal J.T., Jacquemin J., Veum K., 2012. A decision support system for assessing offshore wind energy potential in the North Sea, *Energy Policy*, n°49 pp. 541–551.
- Schimel D., Hibbard K., Costa D., Cox P., Leeuw S. van der, 2015. Analysis, Integration and Modeling of the Earth System (AIMES): Advancing the post-disciplinary understanding of coupled human–environment dynamics in the Anthropocene, *Anthropocene*, n°12 pp. 99–106.
- Schlüter M., Hinkel J., Bots P., Arlinghaus R., 2014. Application of the SES Framework for Model-based Analysis of the Dynamics of Social-Ecological Systems, *Ecology and Society*, n°19(1), 14 p.
- Schultz H.R., Jones G.V., 2010. Climate Induced Historic and Future Changes in Viticulture, *Journal of Wine Research*, n°21(2–3), pp. 137–145.
- Shimoda Y., Arhonditsis G.B., 2016. Phytoplankton functional type modelling: Running before we can walk? A critical evaluation of the current state of knowledge, *Ecological Modelling*, n°320 pp. 29–43.
- Snodgrass R.T., 1992. Temporal Databases, , in *Theories and methods of spatio-temporal reasoning in geographic space* (Springer-Verlag), pp 22–64.
- Soulard C., 1999. *Les agriculteurs et la pollution des eaux. Proposition d'une géographie des pratiques*, Thèse de Géographie, Université de Paris 1, 424 p.
- Spiridonov V., Somot S., Déqué M., 2005. ALADIN-Climate: from the origins to present date, *ALADIN Newsletter*, (29), 4 p.
- Stave K., Kopainsky B., 2017. System Dynamics as a Framework for Understanding Human—Environment Dynamics, , in *Social and Ecological System Dynamics AESS Interdisciplinary Environmental Studies and Sciences Series* (Springer, Cham), pp 25–36.
- Stehfest E., van Vuuren D., Bouwman L., Kram T., 2014. *Integrated Assessment of Global Environmental Change with IMAGE 3.0: Model description and policy applications*, Netherlands Environmental Assessment Agency, 370 p.
- Stonebraker M., Rowe L., Hirohama M., 1990. The implementation of POSTGRES, *IEEE Transaction of Knowledge and Data Engineering*, n°2 pp. 125–142.
- Taillandier P., 2015. La modélisation du temps dans la simulation à base d'agents, *L'Information géographique*, n°79(2), pp. 65–78.
- Taillandier P., Grignard A., Gaudou B., Drogoul A., 2014. Des données géographiques à la simulation à base d'agents : application de la plate-forme GAMA, *Cybergeog : European Journal of Geography*, 20 p.
- Tillier I., 2011. *Concepts et outils pour l'analyse spatiale des conflits d'usages : applications en zone côtière (baie de Bourgneuf, pays de Loire, France)*, Thèse de Géographie, Université de Nantes, 237 p.
- Tissot C., 2003. *Modélisation spatio-temporelle d'activités humaines à fort impact environnemental. Application à l'étude des pratiques agricoles intensives dans le département du Finistère*, Thèse de Géographie, Université de Bretagne Occidentale, 227 p.
- Tissot C., Cuq F., 2004. Apport des SIG pour la modélisation spatio-temporelle d'activités humaines, *Revue Internationale de Géomatique*, n°14 pp. 83–96.

- Tissot C., Delahaye D., Hubert-Moy L., 2008. Modélisation des interactions nature/société, *Revue Internationale de Géomatique*, n°18(3/2008), pp. 275–282.
- Tissot C., Gourmelon F., Cuq F., 2006. Modélisation d'une activité agricole à fort impact environnemental en zone côtière, *L'Espace Géographique*, n°35(2006/2), 13 p.
- Tissot C., Le Tixerant M., 2008. SIMARIS : Simulation du déroulement d'activités marines, *Mappemonde, Mapped Monde*, n°92, 4 p.
- Tissot C., Neethling E., Rouan M., Barbeau G., Quénot H., Le Coq C., 2017. Modeling Environmental Impacts on Viticultural Ecosystems: A First Case Study in a Regulated Wine Producing Area, *International Journal of Agricultural and Environmental Information Systems (IJAEIS)*, n°8(3), pp. 1–20.
- Tissot C., Rouan M., Croisé F., 2001. Modélisation du cycle d'élevage porcin hors-sol : étude du modèle breton, , in *Actes du Colloque Journées Cassini*, Montpellier, pp 177–188.
- Tonietto J., Carbonneau A., 2004. A multicriteria climatic classification system for grape-growing regions worldwide, *Agricultural and Forest Meteorology*, n°124(1), pp. 81–97.
- Touzani M., Ponsard C., Laurent A., Rouge T.L., Quinqueton J., 2016. Vers une modélisation et une analyse des exigences spatio-temporelles, , in (LIRMM, Grenoble), pp 51–66
- Trifonova N., Maxwell D., Pinnegar J., Kenny A., Tucker A., 2017. Predicting ecosystem responses to changes in fisheries catch, temperature, and primary productivity with a dynamic Bayesian network model, *ICES Journal of Marine Science*, n°74(5), pp. 1334–1343.
- Troadec R., Le Goff R., 1997. Etat des lieux et des milieux de la rade de Brest et de son bassin versant, Phase préliminaire du Contrat de Baie de la rade de Brest, BMO, 335.
- Truong M.T., 2015. *To Develop a Database Management Tool for Multi-Agent Simulation Platform*, Thèse d'Informatique, Université de Toulouse 1, 243 p.
- Turner B.L., Kasperson R.E., Matson P.A., McCarthy J.J., Corell R.W., Christensen L., Eckley N., Kasperson J.X., Luers A., Martello M.L., Polsky C., Pulsipher A., Schiller A., 2003. A framework for vulnerability analysis in sustainability science, *Proceedings of the National Academy of Sciences*, n°100(14), pp. 8074–8079.
- Van Leeuwen C., Garnier C., Agut C., Baculat B., Barbeau G., Besnard E., Bois B., Boursiquot J., Chuine I., Dessup T., 2008. Heat requirements for grapevine varieties is essential information to adapt plant material in a changing climate, VII th International terroir Congress, Nyon, pp 222–227.
- Vandenhecke J., Waeles M., Cabon J.-Y., Tissot C., Garnier C., Riso R., 2012. On the control of arsenic in the Penzé estuary (NW France), a macrotidal system affected by agricultural practices, in *ISOBAY 2012 Brest*.
- Varenne F., 2009. Models and Simulations in the Historical Emergence of the Science of Complexity, , in *From System Complexity to Emergent Properties Understanding Complex Systems* (Springer, Berlin, Heidelberg), pp 3–21.
- Verburg P.H., Dearing J.A., Dyke J.G., Leeuw S. van der., Seitzinger S., Steffen W., Syvitski J., 2016. Methods and approaches to modelling the Anthropocene, *Global Environmental Change*, n°39 pp. 328–340.

- Vinchon C., Desmazes F., Brivois O., De Lary L., Hohmann A., Laurand S., Muller H., Nicolae-Lerma A., 2013. Participation à la mise en oeuvre de la DCSMM. Descripteur 6 : bon état écologique du fond marin, BRGM/RP-61950-FR, 58 p.
- Waeles M., Riso R.D., Pernet-Coudrier B., Quentel F., Durrieu G., Tissot C., 2013. Annual cycle of humic substances in a temperate estuarine system affected by agricultural practices, *Geochimica et Cosmochimica Acta*, n°106 pp. 231–246.
- Watts M.E., Ball I.R., Stewart R.S., Klein C.J., Wilson K., Steinback C., Lourival R., Kircher L., Possingham H.P., 2009. Marxan with Zones: Software for optimal conservation based land- and sea-use zoning, *Environmental Modelling & Software*, n°24(12), pp. 1513–1521.
- Webb L.B., Whetton P.H., Barlow E.W.R., 2007. Modelled impact of future climate change on the phenology of winegrapes in Australia, *Australian Journal of Grape and Wine Research*, n°13(3), pp. 165–175.
- Weiss G., 2013. *Multiagent systems. A modern approach to distributed artificial intelligence*, 2nd Edition, MIT Press, 643 p.
- Wilensky U., Rand W., 2015. *An introduction to agent-based modeling: Modeling natural, social and engineered complex systems with NetLogo*, MIT Press, 496 p.
- Wilson S., Blake C., Berges J.A., Maggs C.A., 2004. Environmental tolerances of free-living coralline algae (maerl): implications for European marine conservation, *Biological Conservation*, n°120(2), pp. 279–289.
- Winkler A., Cook J., Kliewer W., Lider L., 1974. *General Viticulture*, 2nd Edition, University of California Press, 710 p.
- Wooldridge M., 2009. *An Introduction to MultiAgent Systems, 2nd edition*, John Wiley & Sons, 484 p.
- Zoghiami A., 2013. *Modélisation et conception de systèmes d'information géographique gérant l'imprécision*, Thèse d'Informatique, Université de Paris VIII, 458 p.

Table des figures

Figure 1 : Cadres conceptuels de l'approche systémique des interactions Homme/milieu	10
Figure 2 : principales approches de modélisation pour aborder les interactions Homme/milieu	11
Figure 3 : Typologie des géométries et des temporalités des objets géographiques	16
Figure 4 : Schéma général de l'approche DAHU	19
Figure 5 : Archétype de production associé à élevage d'huîtres creuses diploïdes <i>Crassostrea gigas</i>	21
Figure 6 : Diagramme de classe enrichi de stéréotypes spatiaux issus de Perceptory	22
Figure 7 : Organisation des données spatiales associées au modèle DAHU-GERRICO	23
Figure 8 : Structure du modèle temporel permettant de calculer des occurrences de pratiques	24
Figure 9 : Niveaux d'abstraction des agents au sein du modèle DAHU-MAL	30
Figure 10 : diagramme de dépendance entre les différents paramètres de simulation	31
Figure 11 : Séquence de désagrégation spatiale des émissions d'effluents agricole	32
Figure 12 : Modélisation de la variabilité spatiale des apports en azote dans les bassins versants alimentant la rade de Brest à l'échelle hebdomadaire	33
Figure 13 : Variabilité spatiale des teneurs en nitrates le long d'un transect comprenant l'Hyères, le Canal de Nantes à Brest et l'Aulne pour la période mi-mars 2000	34
Figure 14 : Variabilité journalière des émissions de lisiers et des apports en cadmium et arsenic dans le bassin versant de la Penzé au cours de l'année 2009	35
Figure 15 : Carte des zones de semis de coquilles Saint-Jacques en rade de Brest (années 2011-2012)	38
Figure 16 : Exemple d'un graphe cognitif issu d'un entretien avec un pêcheur	39
Figure 17 : Simulation du déroulement de la pêche à l'échelle quotidienne	41
Figure 18 : Variabilité inter-annuelle de la pêche à la drague à l'échelle d'une zone de pêche	42
Figure 19 : Nombre de bateaux de pêche à la Drague présents sur l'année 2010	43
Figure 20 : granularité spatio-temporelle du modèle SIMARIS	44
Figure 21 : résultats de simulation à trois niveaux d'échelles spatio-temporelles	45
Figure 22 : comparaison de la structure de deux bancs de maërl en rade de Brest	46
Figure 23 : Structure du modèle implémenté sous CORMAS	47
Figure 24 : Site d'application du modèle	48
Figure 25 : Echantillon d'espèces intégrées au modèle	49
Figure 26 : Visualisation des résultats à l'échelle des quadras	50
Figure 27 : Résultats de l'impact du passage de dragues sur la richesse spécifique et le rapport épifaune/endofaune	50
Figure 28 : Localisation des concessions ostréicoles en Baie de Bourgneuf	54
Figure 29 : Typologie des entreprises ostréicoles de la baie de Bourgneuf	55
Figure 30 : Description des trois groupes d'entreprises ostréicoles	55
Figure 31 : Structuration des agents au sein du modèle DAHU-GERRICO	56
Figure 32 : Variabilité du poids sec de <i>Crassostrea gigas</i> sous contraintes d'environnement	58
Figure 33 : Variabilité spatiales de la distribution des individus sur un banc de production (1) et des quantité produites à l'échelle de la baie de Bourgneuf dans un scénario de forte turbidité (2)	59
Figure 34 : Cartographie des interactions entre activités de pêche professionnelles et zones d'implantation de filières (A) et de cages (B) ostréicoles offshores en baie de Bourgneuf	60
Figure 35 : Les niveaux de comportements de piétons et leurs interactions	62
Figure 36 : Diagramme de classe du modèle MSM	64
Figure 37 : Interactions entre les agents du modèle MSM	65
Figure 38 : Interface du modèle (situation avant travaux)	66
Figure 39 : flux de visiteurs et répartition des indices de charge sur les principaux points d'intérêt du Mont-Saint-Michel intra-muros	67
Figure 40 : Structure du modèle SEVE	70
Figure 41 : Classes d'agents spatiaux associées à la classe Parcelle du modèle SEVE	70
Figure 42 : Stades phénologiques utilisés dans le modèle SEVE	71
Figure 43 : Séquence de simulation du cycle phénologique en relation avec les indices bioclimatiques à l'échelle des parcelles	72
Figure 44 : Trajectoires des différents scénarios RCP	73
Figure 45 : Processus de prise de décision d'un viticulteur	74
Figure 46 : Localisation des vignobles des coteaux du Layon	75
Figure 47 : Caractéristiques des enquêtes réalisées auprès des viticulteurs	76

<i>Figure 48 : Interface de visualisation du modèle SEVE</i>	77
<i>Figure 49 : Simulation de la phénologie pour quatre années avec différents profils climatiques. Les graphiques représentent les stades phénologiques clés et leur durée.</i>	78
<i>Figure 50 : Itinéraires agronomiques de deux parcelles des Coteaux du Layon pour l'année 2014</i>	79
<i>Figure 51: Simulation du cycle phénologique à l'échelle des Coteaux du Layon pour l'année 2060</i>	80
<i>Figure 52 : Simulation de la phénologie pour une parcelle en 2060</i>	81
<i>Figure 53 : Hiérarchie et agrégation d'indicateurs de qualité</i>	84
<i>Figure 54 : Carte de répartition des coquilles Saint-Jacques établie en 1956</i>	85
<i>Figure 55 : Résultats du modèle Rad2Brest avec utilisation d'un algorithme de colonies de fourmis</i>	87
<i>Figure 56 : Méthode de modélisation statistique envisagée pour restituer la variabilité des températures à l'échelle locale à partir des données produites pour les scénarios RCP</i>	89
<i>Figure 57 : Evolution des pratiques d'adaptation au changement climatique à différents horizons temporels</i>	90
<i>Figure 58 : Schéma général de l'approche multicritères envisagée</i>	92