



HAL
open science

Choix de localisation résidentielle, externalités agricoles et politiques agri-environnementales

Thomas Coison

► **To cite this version:**

Thomas Coison. Choix de localisation résidentielle, externalités agricoles et politiques agri-environnementales. Economies et finances. Université d'Angers, 2014. Français. NNT: . tel-01784284

HAL Id: tel-01784284

<https://theses.hal.science/tel-01784284>

Submitted on 3 May 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.

Thèse de Doctorat

Thomas COISNON

*Mémoire présenté en vue de l'obtention du
grade de Docteur de l'Université d'Angers
sous le label de L'Université Nantes Angers Le Mans*

École doctorale : DEGEST (Droit, Economie, Gestion, Environnement, Société et Territoires)

Discipline : Sciences Economiques (section 05)

Spécialité : Economie urbaine

Unité de recherche : UMR GRANEM, Université d'Angers, Agrocampus Ouest centre d'Angers

Soutenue le vendredi 20 juin 2014

Thèse N° : 1401

Choix de localisation résidentielle, externalités agricoles et politiques agri-environnementales

JURY

Rapporteurs :	Florence GOFFETTE-NAGOT , Chargée de recherche, CNRS, Université de Lyon Carl GAIGNE , Directeur de recherche, INRA, Rennes
Examineurs :	Jean CAVAILHES , Directeur de recherche, INRA, Dijon Vincent MARTINET , Chargé de recherche, INRA, AgroParisTech
Directeur de Thèse :	Walid OUESLATI , Professeur, Agrocampus Ouest centre d'Angers
Co-encadrant de Thèse :	Julien SALANIE , Maître de Conférences, Université de Saint-Etienne

A mon père, pour son soutien
et l'intérêt pour la connaissance qu'il a su me transmettre.

Remerciements

Je tiens ici à remercier l'ensemble des personnes qui m'ont accompagné et soutenu pendant ces trois ans et demi de thèse.

Je voudrais remercier en premier lieu mon directeur de thèse, Walid Oueslati, et mon co-encadrant, Julien Salanié. Merci à vous deux pour votre excellent encadrement, vos remarques et conseils de qualité, votre disponibilité et votre soutien infaillible. Nos interminables réunions et les vivantes discussions qui les accompagnaient ont été autant d'éléments de motivation tout au long de cette thèse. Merci Walid de m'avoir accueilli à Newcastle à un moment clé pour moi. Merci Julien pour ces doux après-midis de résolution de systèmes d'équations et de calculs matriciels.

Je remercie l'ensemble des membres du jury de me faire l'honneur de participer à l'aboutissement et à l'évaluation de ce travail : Jean Cavailhès, Carl Gagné, Florence Goffette-Nagot et Vincent Martinet.

Merci également à ceux qui ont contribué à ce travail par leurs réflexions pertinentes à l'occasion des comités de suivi de thèse, conférences ou relectures d'articles. Je pense notamment à Damien Rousselière, Pierre Dupraz, Guy Garrod, Yves Surry et Stéphane Riou.

Je remercie chaleureusement mes collègues d'Agrocampus Ouest pour leur accueil. Un grand merci à Nathalie Chevillard pour sa disponibilité, son soutien et son aide précieuse pour diverses procédures administratives. Je tiens également à remercier Anne Musson pour le soutien psychologique de fin de thèse, et bien sûr Maya Murched, Ma-

rouenne Mbarek et Philippe Bodenan à qui je souhaite bon courage pour leur propre thèse. Je voudrais enfin remercier mes collègues de l'Université d'Angers et du laboratoire d'économie rurale (CRE) de l'Université de Newcastle, au Royaume-Uni, pour leur accueil.

Pour leur relecture attentive et leurs conseils avisés, je remercie vivement ma mère Carole Coisson ainsi que Lucie Jugé, Théo Jugie et Anne Musson. De manière plus générale, je tiens ici à remercier mes amis proches, camarades de promotion et amis musiciens qui m'ont apporté leur soutien. Merci à Camille Béchaux, Fanny-Anaïs Léger, Thérèse Dewitte, Louis Bossuet, Juliette Huvet, Soline Quidet, Félix Massiot, Suzie Guichard, Marion Mazodier, Manon Huré, Sarah Ayangma, Matthieu Boutier, Aurore Micand. La liste n'est pas exhaustive, mais les autres se reconnaîtront et ne m'en voudront pas. Je tiens à remercier très chaleureusement mes professeurs de chant Pierre Dissert et Christine Gerbaud pour tout ce qu'ils m'ont fait découvrir et les projets musicaux qu'ils m'ont permis de réaliser. Il est certain que leur bonne humeur et leur motivation m'ont permis d'aller de l'avant à certains moments clés de la thèse.

Enfin, mes pensées vont naturellement à ma famille. Merci à vous sept pour m'avoir généreusement épaulé durant tout ce temps. Je termine ces remerciements par un clin d'œil adressé à ma petite Emma.

Table des matières

Table des figures	11
Liste des tableaux	12
Liste des acronymes utilisés	13
Introduction générale	14
1 Développement résidentiel, agriculture périurbaine et externalités :	
faits stylisés	21
1.1 L'ampleur de la périurbanisation et ses déterminants	23
1.1.1 Observation et définition de l'étalement urbain	23
1.1.2 Enjeux de l'étalement urbain	27
1.1.3 Déterminants de l'étalement urbain et du choix de localisation résidentielle des ménages	29
1.2 Caractéristiques et hétérogénéité de l'agriculture périurbaine	34
1.2.1 Définition de l'agriculture périurbaine	34
1.2.2 L'approche de Von Thünen dans les villes contemporaines	35
1.3 Externalités et pratiques agricoles	46
1.3.1 Externalités positives et négatives de l'agriculture	46
1.3.2 Lien entre les pratiques agricoles et le niveau d'aménités	47

1.3.3	Le rôle des politiques agricoles dans la production d'externalités	49
1.4	Valorisation des aménités par les ménages	52
1.5	Conclusion	54
2	Modélisation économique de l'étalement urbain en présence d'aménités agricoles endogènes	55
2.1	Revue de littérature sur la Nouvelle Economie Urbaine et les choix de localisation résidentielle	57
2.1.1	Les modèles statiques de la Nouvelle Economie Urbaine	57
2.1.2	Modélisation dynamique de la conversion des terres agricoles	63
2.2	Construction d'un modèle statique de ville monocentrique dans un contexte agricole hétérogène	67
2.2.1	Structure de la ville	70
2.2.2	Equilibre spatial	79
2.3	Formes d'étalement urbain	85
2.3.1	Statique comparative	85
2.3.2	Simulations numériques du modèle	87
2.4	Conclusion	95
3	Residential location choices and agri-environmental policy	100
3.1	Introduction	102
3.2	A theoretical model for location decision with endogenous amenities	107
3.2.1	Farmers' behavior	107
3.2.2	Agri-environmental policy	109
3.2.3	Joint production of agricultural externalities	112
3.2.4	Households' location decisions in urban and suburban areas	113
3.2.5	Farming amenities	115
3.2.6	Spatial equilibrium	116

3.2.7	Comparative static analysis	119
3.3	Numerical model	121
3.4	Effects of the agri-environmental policy	124
3.4.1	Effects on the urban structure	124
3.4.2	Redistributive effects of the policy	127
3.5	Conclusion	131
4	Spatial targeting of agri-environmental policies and urban develop- ment	134
4.1	Introduction	136
4.2	A model of location decision	139
4.2.1	The household location decision	139
4.2.2	Developers' decision	141
4.2.3	The farmers' behaviour	142
4.2.4	Lake pollution	143
4.2.5	Implementation of a spatially targeted agri-environmental policy (AEP)	144
4.2.6	Spatial equilibrium	147
4.3	Simulation results	149
4.3.1	Parameter values	149
4.3.2	Amenity location and urban development	149
4.3.3	Model sensitivity to residential pollution parameter (ϕ_d)	152
4.3.4	Impacts of a spatially targeted agri-environmental policy	152
4.4	Policy implications	156
4.4.1	Policy design and budget aspects	156
4.4.2	Double spatial targeting of the policy	158
4.5	Discussion and conclusion	161

Conclusion générale	164
A Conditions relatives à l'équilibre spatial de notre modèle théorique de ville monocentrique en présence d'une agriculture hétérogène	187
A.1 Existence de la frontière urbaine	188
A.2 Conditions d'apparition d'une zone périurbaine	190
A.3 Conditions d'apparition de mitage ou d'extension urbaine	191
B Statique comparative	193

Table des figures

1.1	Artificialisation annuelle des sols par type d'activité en Europe (2000-2006) en hectares/an - Données CLC 2006 (EEA)	25
1.2	Contribution des autres usages du sol à l'artificialisation des terres en Europe (2000-2006) en pourcentage - Données CLC 2006 (EEA)	26
1.3	Surfaces artificialisées en 2006 sur l'axe Lyon-Marseille (à gauche) et autour de Barcelone (à droite) - Données CLC 2006 (EEA)	32
1.4	Surfaces artificialisées en 2006 autour de Namur (à gauche) et autour de Grenoble (à droite) - Données CLC 2006 (EEA)	33
1.5	Schématisation du modèle de Von Thünen : répartition des différentes cultures autour de la ville-marché en fonction de leur rente d'enchère foncière. D'après Fujita & Thisse (2003).	36
1.6	Nombre d'exploitations maraîchères ou viticoles par commune pour différentes aires urbaines françaises en 2000 - Données RGA 2010 (Agreste), fond de carte GEOFLA (IGN)	38
1.7	Part des exploitations agricoles ayant recourt aux circuits courts parmi leurs modes de commercialisation, par canton et pour différentes régions françaises (en %) - Données RGA 2010 (Agreste), fond de carte GEOFLA (IGN)	41
1.8	Localisation des établissements d'entreposage et de conditionnement agréés CE - Données Ministère de l'Agriculture, fond de carte GEOFLA (IGN) .	42

1.9	Localisation des abattoirs et établissements de découpe d'animaux de boucherie agréés CE - Données Ministère de l'Agriculture, fond de carte GEOFLA (IGN)	43
1.10	Nombre d'Unités de Travail Annuel (UTA) communal par hectare en fonction de la distance à la ville-centre pour différentes catégories d'Aires Urbaines - Données RGA 2010 (Agreste)	44
1.11	Part des exploitations entretenant au moins un élément paysager (haies, murs ou arbres) par canton et intensité du travail (UTA/10ha) par commune, pour trois grandes aires urbaines françaises - Données RGA 2010 (Agreste), fond de carte GEOFLA (IGN)	50
2.1	Les composantes de la valeur foncière selon (a) Capozza & Helsley (1989) et (b) extension à l'incertitude (Capozza & Helsley, 1990).	65
2.2	Jointure entre la production agricole et les externalités dans un espace sous influence urbaine	74
2.3	Les effets d'une variation de δ , γ , \bar{V} et t sur l'équilibre spatial	90
2.4	Structure spatiale urbaine selon (δ, γ)	97
2.5	Equilibre spatial de la structure urbaine : extension urbaine	98
2.6	Equilibre spatial de la structure urbaine : développement en mitage	99
3.1	Definition of the regulated area	111
3.2	Benchmark patterns of development : (a) leapfrog and (b) urban extension.	123
3.3	Effect of the AEP on \bar{x} in km	125
3.4	Effect of the AEP on $(x_2 - x_1)$ in %	126
4.1	Agricultural intensity gradient and decision to adopt the policy	146
4.2	Urban development configurations	150
4.3	Sensitivity of the size of the developed area (a) and the level of pollution (b) regarding ϕ_d . Benchmark (c).	153

4.4	Variation in the size of the developed area following the introduction of a spatially targeted AEP	154
4.5	Policy cost for different combinations of (σ, \tilde{k}) from benchmark (c)	156
4.6	Double spatial targeting	158

Liste des tableaux

1.1	Principales externalités associées à l'activité agricole	47
2.1	Comparaison ville fermée - ville ouverte	59
2.2	Principaux résultats de la statique comparative effectuée par Brueckner (1987) dans le cas d'une ville fermée	60
2.3	Statique comparative	85
2.4	Valeur des paramètres	88
3.1	Effects of (σ, \hat{k}) on agricultural variables	120
3.2	Parameter values and signification	122
3.3	Characteristics of our two benchmark cities	123
3.4	Effects of four AEP scenarios on land values	128
4.1	Parameter value and signification	151
4.2	Policy effects in terms of development and pollution at constant budget. Benchmark(c).	159
B.1	Statique comparative du modèle en l'absence de politiques publiques . . .	203

Liste des acronymes utilisés

AEP	Agri-Environmental Policy
AU	Aire Urbaine
AUP	Agriculture Urbaine et Périurbaine
CBD	Central Business District (Centre d'affaires)
CLC	Corine Land Cover (jeu de données)
CRP	Conservation Reserve Program
EEA	European Environment Agency (Agence Européenne de l'Environnement)
EQIP	Environmental Quality Incentives Program
FAO	Food and Agriculture Organization
FEADER	Fonds Européen Agricole pour le Développement Rural
IGN	Institut National de l'Information Géographique et Forestière
INSEE	Institut National de la Statistique et des Etudes Economiques
MAE(T)	Mesures Agro-Environnementales (Territorialisées)
OCDE	Organisation de Coopération et de Développement Économiques
OTEX	Orientation Technico-Economique des Exploitations
PAC	Politique Agricole Commune
PLU	Plan Local d'Urbanisme
RICA (FADN)	Réseau d'Information Comptable Agricole (Farm Accountancy Data Network)
RGA	Recensement Général Agricole (jeu de données)
SCoT	Schéma de Cohérence Territoriale
SIG	Système d'Information Géographique
TAU	Tranche d'Aire Urbaine
UTA	Unité de Travail Annuel

Introduction générale

Pour ses enjeux environnementaux et socio-économiques, l'étalement urbain est une préoccupation importante des pouvoirs publics aux Etats-Unis comme en Europe. Les métropoles cherchent à développer leur attractivité et leur rayonnement régional et international. Aux Etats-Unis, 84 % de la population vit dans une *metropolitan area* (Mackun & Wilson, 2011), et en Europe, les aires urbaines rassemblent 75 % de la population (EEA, 2006). Après la seconde guerre mondiale, la forte croissance de la population urbaine, combinée avec d'autres facteurs tels que l'augmentation des niveaux de revenu, l'amélioration des technologies de transport - en particulier l'avènement de la voiture individuelle - et la recherche de nouveaux cadres de vie, ont incité les ménages à se localiser à des distances de plus en plus éloignées des centre-villes, conduisant ainsi les aires urbaines à s'étaler toujours plus dans l'espace. Cette emprise spatiale n'est pas sans conséquences sur l'environnement, la biodiversité et la préservation des sols. Mais au-delà de ses nombreux enjeux environnementaux, l'étalement urbain a aussi des conséquences socio-économiques : coûts des infrastructures et des services publics, ségrégation sociale, externalités de congestion, inégalités d'accès aux aménités. L'ensemble de ces enjeux justifie la préoccupation politique qui entoure l'étalement urbain.

D'après les données européennes Corine Land Cover (CLC), le territoire de la France métropolitaine en 2006 était constitué de 60 % de terres agricoles, 34 % de forêts et d'espaces semi-naturels, un peu plus de 5 % de sol artificialisé et environ 1 % de zones humides et surfaces en eau. Entre 2000 et 2006, les surfaces artificialisées ont gagné plus de 82 000 hectares, c'est-à-dire plus de 3 % d'augmentation, au détriment de 76 000 hectares de terres agricoles et 10 000 hectares de milieux semi-naturels (Ifen, 2010). C'est donc principalement sur l'espace agricole que progresse le front urbain. Ce constat est généralisable à l'ensemble de l'Europe car les données CLC soulignent que la moitié de l'artificialisation des sols en Europe est le fait de conversions à l'usage résidentiel. Il s'agit donc de la première source de changement d'affectation des sols. Par ailleurs, toujours d'après les données CLC, 77,5 % de l'artificialisation se fait sur des terres agricoles. Cet

espace où progresse l'artificialisation correspond essentiellement à l'espace périurbain, une zone complexe caractérisée par différents usages du sol, en particulier résidentiel et agricole. On peut dès lors se poser la question des interactions entre développement résidentiel d'une part, et activité agricole d'autre part, au sein de ces zones spécifiques.

Questions de recherche

Pourquoi est-il légitime de se poser la question des interactions entre développement résidentiel et activités agricoles périurbaines ? Au-delà de leur proximité géographique, ces deux usages du sol s'influencent mutuellement. Le développement résidentiel en dehors des villes s'explique en partie par la volonté des ménages de profiter d'un espace résidentiel plus grand dans un cadre de vie plus "vert". Or, dans ces zones initialement agricoles, le cadre de vie est une des externalités produites par l'agriculture. En effet, l'activité agricole génère un certain nombre d'externalités positives (entretien du paysage, maintien de la biodiversité) ou négatives (pollution, nuisances) qui peuvent être valorisées positivement ou négativement par les ménages sous forme d'aménités, lors de leurs choix de localisation résidentielle. En effet, nous définissons les aménités agricoles comme les effets bénéfiques liés aux externalités agricoles perçus par les ménages. Ces externalités agricoles peuvent par ailleurs faire l'objet de politiques agri-environnementales qui consistent à rémunérer les agriculteurs en échange de services environnementaux rendus. Inversement, l'arrivée de ménages citadins au sein d'un espace initialement agricole n'est pas sans effets sur l'agriculture environnante : pression foncière, conflits d'usage, adaptation des pratiques agricoles face aux contraintes techniques et juridiques. L'agriculture périurbaine entretient ainsi des rapports fonctionnels réciproques avec le milieu résidentiel proche.

La littérature économique théorique sur les choix de localisation résidentielle des ménages s'intéresse curieusement assez peu au rôle de l'agriculture, exception faite des travaux de Muth (1961); Walker (2001); Cavailhès *et al.* (2003, 2004). Dans la grande

majorité des modèles, l'agriculture est considérée comme un élément exogène, invariable et spatialement homogène, suggérant une dualité stricte entre ville et campagne. Aujourd'hui, cette distinction radicale n'est plus valable, les espaces périurbains ayant pris toute leur importance. Ainsi, en France métropolitaine, on estime à 44 % la part des exploitations agricoles localisées en zone urbaine ou périurbaine (Agreste, 2002). Par ailleurs, d'après Baccaïni & Sémécurbe (2009), la population française des couronnes périurbaines et banlieues des pôles urbains s'élevait à plus de 30 millions d'habitants en 2006, près de la moitié de la population totale. L'espace périurbain, mi-urbain mi-rural, est donc une zone d'étude clé. Pour appréhender la question des choix de localisation résidentielle à l'échelle d'une aire urbaine, il est indispensable d'en envisager les interactions avec l'agriculture périurbaine environnante. L'ensemble de questions de recherche auquel nous chercherons à répondre se décline ainsi :

- 1. Quelle est la nature des interactions entre choix de localisation résidentielle et externalités agricoles ?*
- 2. Quels sont les mécanismes économiques qui interviennent ?*
- 3. Dans quelle mesure les politiques publiques régulant la production d'externalités agricoles, telles que les politiques agri-environnementales, peuvent-elles influencer les choix de localisation des ménages ?*

Stratégie de réponse et plan

Nous proposons de répondre à ces questions en utilisant une approche théorique. L'objectif est de construire un cadre d'analyse qui puisse intégrer la question du choix de localisation résidentielle des ménages, mais également celle de l'agriculture périurbaine et de sa variabilité dans l'espace. En économie urbaine, l'approche classique pour aborder les questions de localisation des ménages dans l'espace est celle du modèle statique et continu de la ville monocentrique. Ce modèle se base sur les travaux fondateurs de Alonso (1964); Muth (1969); Mills (1972), s'inspirant eux-même de la théorie de la

localisation des terres agricoles proposée par Von Thünen en 1826. Le modèle de la ville monocentrique considère un espace homogène caractérisé par un point central, le Central Business District (CBD) regroupant l'ensemble des emplois de la ville. Les ménages seront prêts à payer plus cher pour être localisés à proximité du CBD, et ainsi bénéficier de moindres coûts de déplacement domicile-travail (ou coûts de *commuting*). La rente d'enchère foncière, qui correspond au consentement des ménages à payer pour une unité d'espace résidentiel en un point donné, décroît donc avec la distance au CBD. À l'équilibre, les ménages sont répartis autour du CBD : les ménages proches du centre ont de faibles coûts de déplacement mais ne peuvent consommer en contrepartie que peu d'espace résidentiel, alors que les ménages plus éloignés jouissent d'espaces résidentiels plus grands au détriment de coûts de déplacement plus élevés. Gardons à l'esprit que le modèle monocentrique est statique, il donne une image de la ville à long terme. Son utilisation peut donc paraître obsolète pour l'étude de l'étalement urbain, phénomène dynamique et irréversible. Cependant, Brueckner & Fansler (1983) puis McGrath (2005) montrent la robustesse empirique du modèle monocentrique dans les villes actuelles, et soulignent que ses mécanismes économiques ont un bon pouvoir explicatif de l'évolution des aires métropolitaines nord-américaines. Par conséquent, nous décidons d'utiliser cette approche pour répondre à nos questions de recherche. Nous proposons un plan en quatre chapitres.

Le premier chapitre pose les bases de notre propos. On y souligne différents faits stylisés importants concernant le développement résidentiel, son ampleur, ses enjeux et ses déterminants. L'agriculture périurbaine est ensuite abordée, définie et caractérisée. Enfin, le lien entre les deux est établi à travers le caractère multifonctionnel de l'agriculture ou en d'autres termes sa capacité à produire des externalités, et la valorisation concrète de ces externalités, positivement ou négativement, par les ménages. Cette première étape nous permet de dégager quatre hypothèses fondamentales pour la suite du travail. La première postule que la périurbanisation est un phénomène d'ampleur importante dans

les villes nord-américaines et européennes. Ses enjeux justifient l'effort d'une compréhension approfondie de ce processus. La deuxième hypothèse concerne la structure et l'organisation spatiale de l'agriculture périurbaine que nous supposons largement sous influence de la ville proche, encore actuellement. Dans un troisième temps, nous faisons l'hypothèse que cette agriculture périurbaine est génératrice d'externalités, et que ces externalités dépendent largement des itinéraires techniques agricoles. Enfin, la dernière hypothèse fondamentale de notre travail suppose que les externalités agricoles soient valorisées, positivement ou négativement, par les ménages dans leur choix de localisation résidentielle.

Dans le deuxième chapitre, nous passons en revue l'ensemble des travaux économiques théoriques effectués autour des choix de localisation résidentielle des ménages, en particulier *via* le modèle statique de la ville monocentrique. Puis, en se basant sur les hypothèses et les faits stylisés mis en évidence dans le chapitre 1, nous proposons de faire une extension du modèle de ville monocentrique, en intégrant l'hétérogénéité spatiale de l'agriculture et l'endogénéité des aménités agricoles. Nous décrivons le modèle et son équilibre spatial, et le simulons numériquement pour observer les formes urbaines obtenues.

Le troisième chapitre approfondit le modèle en y intégrant une politique agri-environnementale. L'objectif est d'étudier les mécanismes économiques à l'œuvre lorsque la production des externalités agricoles est régulée par une politique. Des simulations numériques nous permettent d'observer les effets de la politique en termes de choix de localisation résidentielle. La politique étant financée par l'ensemble des ménages, nous étudions également les effets redistributifs au niveau de la valeur patrimoniale foncière.

Enfin, le quatrième et dernier chapitre propose de s'intéresser au cas spécifique des politiques agri-environnementales territorialisées. Nous y développons un modèle similaire au précédent, mais en deux dimensions, dans lequel un troisième agent économique est introduit : le *developer* ou promoteur. L'espace est caractérisé par la présence d'un

écosystème dans la zone sous influence urbaine. Il est soumis à deux sources de pollution : la pollution agricole émise par les exploitations environnantes, dont les caractéristiques varient dans l'espace, et la pollution résidentielle émise par l'urbanisation des terres proches de cet écosystème valorisé par les ménages pour le niveau d'aménités qu'il procure. Nous évaluons les effets de diverses politiques différemment ciblées sur le niveau de pollution atteignant l'écosystème, et les effets indirects en termes d'urbanisation.

Chapitre 1

Développement résidentiel, agriculture périurbaine et externalités : faits stylisés

Développement résidentiel, agriculture périurbaine et externalités : faits stylisés

Dans ce chapitre, nous expliquons les hypothèses fondamentales sur lesquelles se basent nos modèles économiques. Ces hypothèses sont au nombre de quatre. La première postule que la périurbanisation est un phénomène d'ampleur importante dans les villes nord-américaines et européennes. Ses enjeux justifient l'effort d'une compréhension approfondie de ce processus. La deuxième hypothèse concerne la structure et l'organisation spatiale de l'agriculture périurbaine que nous supposons largement sous influence de la ville proche, encore actuellement. Dans un troisième temps, nous faisons l'hypothèse que cette agriculture périurbaine est génératrice d'externalités, et que ces externalités dépendent largement des itinéraires techniques agricoles. Enfin, la dernière hypothèse fondamentale de notre travail suppose que les externalités agricoles soient valorisées, positivement ou négativement, par les ménages dans leur choix de localisation résidentielle.

Residential development, periurban agriculture and externalities : stylized facts

In this chapter, we detail the fundamental assumptions on which our economic models are based. We have four assumptions. The first one asserts that periurbanization is a phenomenon of importance in North-American and European cities. The numerous related issues justify efforts to understand this process deeply. The second assumption is about the structure and spatial organization of suburban agriculture which are supposed to be influenced by the nearest city to a great extent. Thirdly, we assume that suburban agriculture creates externalities, and that these agricultural externalities highly depend on agricultural practices. Finally, the last fundamental assumption of our work is that agricultural externalities are valued, positively or negatively, by households in their choice of residential location.

1.1 L'ampleur de la périurbanisation et ses déterminants

1.1.1 Observation et définition de l'étalement urbain

L'étalement urbain, ou *urban sprawl* en anglais, est un phénomène d'abord observé aux Etats-Unis après la seconde guerre mondiale. Il désigne la croissance des aires métropolitaines nord-américaines, caractérisée par un développement résidentiel de faible densité, largement influencée par l'importance de l'usage de la voiture individuelle, et s'effectuant autour d'une ville-centre souvent en déclin. L'étalement urbain nord-américain est ainsi étroitement lié à l'émergence considérable de zones périurbaines ou *suburbs*, associées à un mode de vie en expansion : la maison individuelle et son jardin privatif. En 1950, 40% de la population des dix premières aires métropolitaines aux Etats-Unis vivait à l'extérieur de la ville-centre, c'est-à-dire dans les *suburbs*. Cette proportion s'est accrue au cours de la deuxième moitié du vingtième siècle jusqu'à atteindre 60% en 1990 (Couch *et al.*, 2007).

Très vite, ce phénomène prend également toute son importance en Europe où la croissance de la population et le nouvel essor économique d'après-guerre se traduisent par des observations similaires en ce qui concerne l'étalement urbain. La croissance périurbaine des villes européennes a débuté entre la fin des années soixante et le milieu des années soixante dix, selon les villes. Aujourd'hui, l'Europe est un continent fortement urbanisé où 75% de la population vit dans une aire urbaine et où un quart du territoire est caractérisé par un usage urbain (EEA, 2006). Les préoccupations autour des dynamiques du développement périurbain sont toujours d'actualité. Les figures 1.1 et 1.2 ont été construites à partir de la base de données Corine Land Cover (CLC) qui regroupe des données SIG¹ d'occupation du sol pour 37 pays européens². Cette base est mise à disposition par l'Agence Européenne de l'Environnement (EEA)³. La figure 1.1 donne

1. Système d'Information Géographique

2. UE 28 moins la Grèce, plus Suisse, Norvège, Islande, Balkans et Turquie.

3. <http://www.eea.europa.eu/data-and-maps/indicators/land-take-2/assessment-2> (dernière visite : 16 février 2014).

l'augmentation des surfaces artificialisées sur la période 2000-2006 en hectares par an. On observe que l'artificialisation pour l'usage résidentiel est prédominante et concerne plus de 46 000 hectares par an, pour l'ensemble du territoire européen couvert par CLC. La figure 1.2 montre sur quels types de sols s'est faite cette artificialisation. Près de 78% des terres converties entre 2000 et 2006 étaient initialement agricoles (terres arables ou prairies). A l'échelle de la France par exemple, toujours d'après les données CLC, les espaces artificialisés de la France métropolitaine ont augmenté de près de 80 000 hectares, dont 88% étaient initialement des terres agricoles. Dans le cas européen, l'étalement urbain se fait donc essentiellement au détriment des terres agricoles.

Cependant, l'étalement urbain ne peut se résumer à la mesure de la superficie artificialisée sur un territoire. L'étalement urbain, au sens géographique comme économique, est un processus multi-dimensionnel. Il n'existe pas de définition consensuelle généralement donnée. Cependant, certaines notions sont utilisées de manière récurrente. On parle souvent de l'étalement urbain comme d'une extension spatiale excessive et incontrôlée des villes (Brueckner, 2000). L'étalement urbain est également souvent caractérisé selon sa forme : emprise spatiale, gradient de densité ou encore degré de fragmentation. Galster *et al.* (2001) proposent à ce sujet huit dimensions distinctes pouvant définir l'étalement urbain et en caractériser les formes⁴. Nous retiendrons la définition de l'Agence Européenne de l'Environnement (EEA) dans le sens où elle regroupe l'ensemble des caractéristiques citées habituellement dans la littérature. Elle considère que l'étalement urbain est la caractérisation physique d'un développement de faible densité des grandes aires urbaines, dans des conditions de marché, principalement dans les milieux agricoles environnants⁵. Ce développement de faible densité est également qualifié de discontinu, entraînant l'apparition d'un espace mité caractérisé par le maintien d'enclaves agricoles.

4. "Sprawl is a pattern of land use in a UA [Urbanized Area] that exhibits low levels of some combination of eight distinct dimensions : density, continuity, concentration, clustering, centrality, nuclearity, mixed uses, and proximity." Galster *et al.* (2001).

5. "(...) the physical pattern of low-density expansion of large urban areas, under market conditions, mainly into the surrounding agricultural areas", p.6 dans EEA (2006)

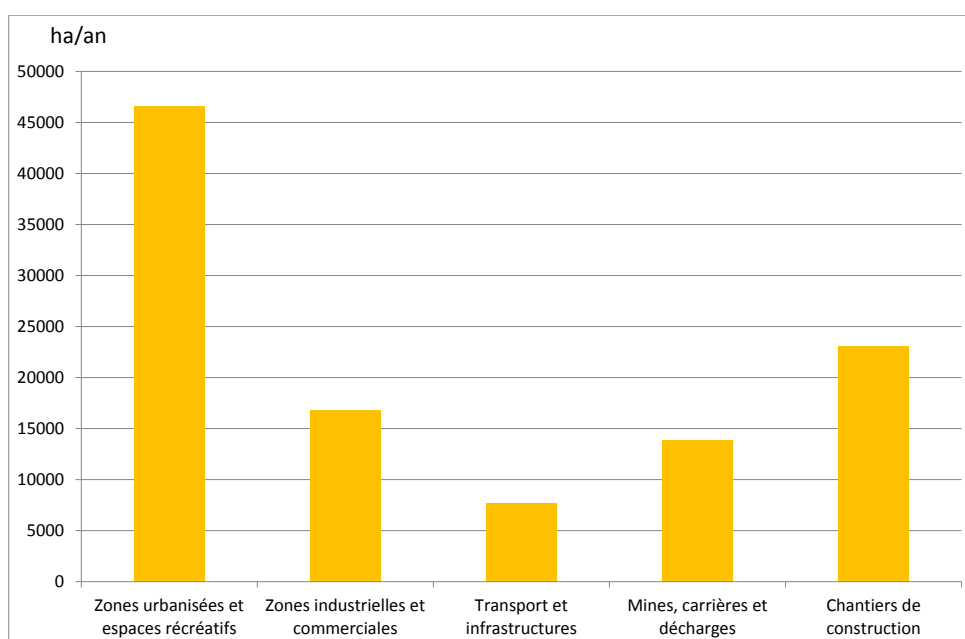


FIGURE 1.1 – Artificialisation annuelle des sols par type d’activité en Europe (2000-2006) en hectares/an - Données CLC 2006 (EEA)

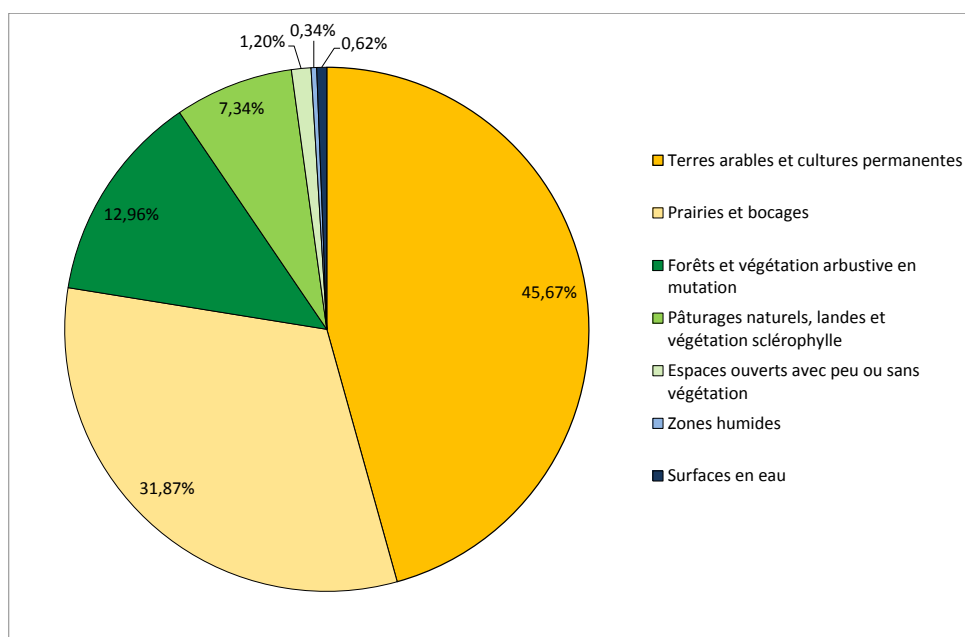


FIGURE 1.2 – Contribution des autres usages du sol à l’artificialisation des terres en Europe (2000-2006) en pourcentage - Données CLC 2006 (EEA)

Ainsi, la définition de l'EEA met en évidence les possibles interactions entre étalement urbain et espace agricole.

Dans la section suivante, nous expliquons en quoi l'étalement urbain peut être une préoccupation importante au regard de la population et des décideurs publics.

1.1.2 Enjeux de l'étalement urbain

Les enjeux autour de l'étalement urbain sont multiples et ont été mis en évidence par plusieurs auteurs dès la fin des années soixante. Il existe de nombreuses revues de littérature effectuées à ce sujet (Harvey & Clark, 1965; RERC, 1974; Ewing, 1994; Gordon & Richardson, 1997; Nechyba & Walsh, 2004; EEA, 2006). On distingue généralement deux grandes catégories d'impacts.

L'enjeu le plus fréquemment soulevé est celui de l'impact environnemental. L'étalement des villes est en effet synonyme d'emprise sur des ressources foncières non renouvelables. L'artificialisation du foncier est un processus quasiment irréversible qui affecte les propriétés bio-physiques des sols tels que leur perméabilité, leur teneur en biodiversité ou encore leur capacité à retenir le carbone. D'autre part, les formes discontinues de développement urbain conduisent à une fragmentation spatiale des paysages et des milieux agricoles et naturels. Cette fragmentation peut avoir de nombreux impacts écologiques (biodiversité, corridors écologiques, ruissellement des eaux, interactions biophysiques au sein des sous-sols). L'augmentation de la distance à la ville implique également une forte augmentation des déplacements et ainsi des émissions de gaz à effet de serre et une consommation accrue en énergie. Enfin se pose également le problème de la raréfaction du foncier, en particulier dans le cas européen. Johnson (2001) propose une vue assez complète des travaux effectués sur la modélisation et l'évaluation des impacts environnementaux de l'étalement urbain.

L'étalement urbain engendre également de nombreux enjeux socio-économiques. Le coût le plus souvent avancé est celui des infrastructures publiques. En effet, l'étalement

ment urbain et le développement d'espaces résidentiels toujours plus éloignés de la ville-centre engendrent des coûts supplémentaires en matière d'infrastructures de transport, d'équipements publics, d'extension des réseaux d'évacuation des eaux usées pour ne citer qu'eux. Ces coûts sont généralement supportés par la communauté dans son ensemble par le biais d'impôts fonciers. Carruthers & Ulfarsson (2003) montrent empiriquement l'impact de différentes formes de développements urbains sur différents postes de dépenses publiques pour 283 aires métropolitaines nord-américaines. Leurs résultats indiquent qu'une baisse de la densité résidentielle a un effet positif sur les dépenses publiques, en particulier dans le domaine des infrastructures routières, de l'éducation ou de la sécurité. Par ailleurs, l'augmentation des flux de transport, notamment via l'utilisation accrue de la voiture individuelle, n'est pas sans conséquences d'une part par rapport aux externalités de congestion aux abords des villes, et d'autre part en termes de coûts pour les ménages. Un autre enjeu important autour de l'étalement urbain est celui de la ségrégation sociale. Le développement résidentiel est souvent associé à des phénomènes de ségrégation selon le revenu avec notamment la paupérisation des ville-centres aux Etats-Unis suite au déplacement des ménages les plus riches vers les *suburbs* en périphérie des villes (Mieszkowski & Mills, 1993). Glaeser *et al.* (2008) notent que, en 2000, 19,9% de la population des ville-centres vit dans la pauvreté, contre 7,5% de la population suburbaine. Ils soulignent le rôle des caractéristiques du marché immobilier et du réseau de transport public dans ce phénomène. Cette observation est surtout valable aux Etats-Unis. En Europe, l'importance des aménités culturelles et historiques dans les ville-centres y explique le maintien des ménages riches (Brueckner *et al.*, 1999). Cependant, le cloisonnement des populations selon leur niveau de revenu s'observe également dans les villes européennes (Musterd, 2005; Charlot *et al.*, 2009; Goffette-Nagot & Schaeffer, 20113). La ségrégation, qu'elle soit sociale ou ethnique, peut faire apparaître des phénomènes de tension sociale ou d'exclusion, à travers des inégalités d'accès aux services publics ou à des aménités tels que les espaces verts (Brueckner, 2000). Enfin,

l'allocation de l'usage du sol déterminée par le marché, combinée avec les mutations de l'activité économique peuvent amener à l'émergence de friches industrielles non valorisées (EEA, 2006). Cet ensemble de conséquences socio-économiques soulève des questions de défaillance du marché foncier reprises par Brueckner (2000).

L'étalement urbain est donc très souvent connoté négativement. Les revues de littérature sur les effets de l'étalement urbain se concentrent essentiellement sur les conséquences négatives. Cependant, certains auteurs soulignent également l'existence d'impacts positifs tels que la progression de la propriété foncière, de moindres coûts d'installation pour les entreprises ou encore l'émergence d'une dynamique économique propre aux espaces périurbains (GAO, 1999; Piorr *et al.*, 2011). Par ailleurs, la supériorité environnementale d'une ville dense par rapport à une ville étalée est encore discutable (Gaigné *et al.*, 2012). L'enjeu politique de l'étalement urbain réside donc globalement d'avantage dans le contrôle de ce phénomène plutôt que simplement sa limitation.

Dans la section suivante, nous évoquons les facteurs qui influencent, positivement ou négativement, le processus d'étalement urbain.

1.1.3 Déterminants de l'étalement urbain et du choix de localisation résidentielle des ménages

Historiquement, l'augmentation de la taille des villes est d'abord due à l'augmentation de la population mais l'étalement urbain tel que nous l'abordons ici est le résultat d'une combinaison de différents déterminants.

Les principaux déterminants de l'étalement urbain sont le revenu des ménages et les coûts de transport. Ce sont les deux facteurs mis en évidence par le modèle théorique de la ville monocentrique, traité dans le chapitre suivant. L'essor économique qu'ont connu les pays occidentaux après la seconde guerre mondiale s'est traduit par une augmentation du revenu moyen de la population. Ce phénomène, combiné à des innovations technologiques sur les transports et donc à la baisse de leurs coûts, ont permis à la population d'envisager

l'accession à la propriété à une distance de plus en plus éloignée de la ville-centre.

D'autres facteurs ayant un rôle important dans le choix de localisation résidentielle des ménages ont été mis en évidence par la littérature : accès aux services (localisation d'écoles, d'établissements de santé et autres équipements publics), accès aux réseaux d'assainissement (Irwin & Bockstael, 2004; Burchfield *et al.*, 2006; Wang & Kockelman, 2009)

Par ailleurs, les formes d'étalement urbain sont influencées par les modes de gouvernance et les politiques publiques mises en place sur les territoires concernés, telles que les politiques de transport (Wu *et al.*, 2004) ou les politiques fiscales (Song & Zenou, 2006). Aux Etats-Unis comme en Europe, les pouvoirs publics mettent également en place des politiques de zonage ayant pour objectif de contrôler l'étalement des villes. En France, ces politiques de zonage prennent la forme de Schémas de Cohérence Territoriale (SCoT) à l'échelle d'un territoire et de Plans Locaux d'Urbanisme (PLU) à l'échelle de la commune. Ces documents d'urbanisme se font en concertation avec les acteurs concernés et ont pour objectif de déterminer les stratégies de développement des territoires et les règles générales d'utilisation des sols par zone (autorisation de conversion, limitation de la densité). Aux Etats-Unis, les politiques de régulation de l'usage du sol les plus répandues sont également des politiques de zonage (Pendall *et al.*, 2006). Cependant, les modalités d'application de ces politiques varient sur le territoire puisque ces décisions sont prises à l'échelle des *communities* et *counties*. Les auteurs s'accordent à dire que de manière générale, de telles politiques provoquent une augmentation des prix fonciers urbains (Dawkins & Nelson, 2002). Cependant, dans leur revue de littérature, Quigley & Rosenthal (2005) soulignent la contradiction de certains résultats empiriques et précisent que l'amplitude de ces effets est très variable et fortement dépendante du type de politique mis en oeuvre et des caractéristiques du marché foncier local.

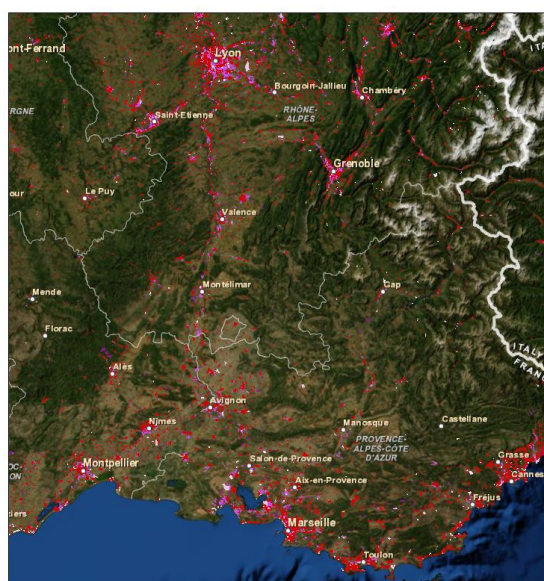
Enfin, le cadre de vie est un facteur important : congestion de voisinage, recherche d'un environnement calme, proximités aux aménités naturelles et espaces ouverts (litto-

ral, zones humides, relief, climat, espaces verts ou encore espaces protégés). Les figures 1.3 et 1.4 nous permettent d'observer très clairement les effets des aménités naturelles sur les formes d'étalement urbain dans certaines régions européennes. L'ensemble de ces cartes sont issues des cartes interactives mises à disposition par l'EEA à partir des données CLC 2006⁶. La figure 1.3 montre les surfaces artificialisées sur l'axe Lyon-Marseille et autour de Barcelone. L'artificialisation apparaît clairement influencée par la présence du littoral, l'urbanisation se faisant essentiellement le long des côtes méditerranéennes. Sur la carte de gauche, on voit également que l'urbanisation se fait le long des axes de transport entre Lyon et Marseille, qui correspond également à la vallée du Rhône. La figure 1.4 permet d'observer l'influence du relief sur les formes d'urbanisation. A gauche, l'aire urbaine de Namur est caractérisée par une artificialisation discontinue mais diffuse sur l'ensemble de la plaine. A droite, l'aire urbaine de Grenoble est largement influencée par les reliefs. L'artificialisation semble plus compacte et surtout dirigée vers les vallées. Ici, l'influence du relief s'explique largement par les coûts de conversion des terres qui augmentent avec les contraintes topologiques.

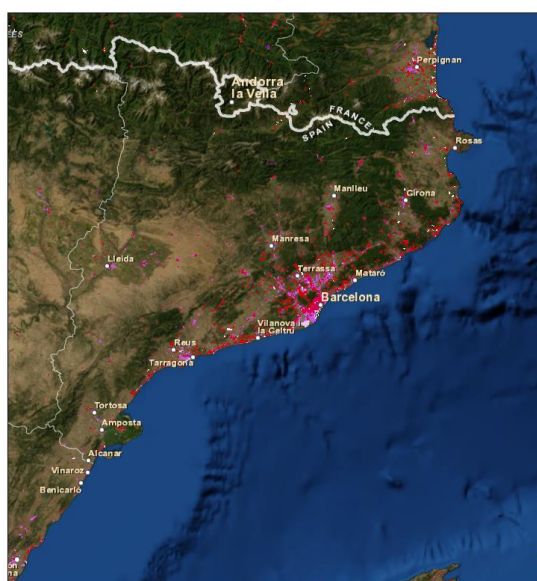
Si le rôle des aménités naturelles, telles que la proximité au littoral, le relief ou le climat a été étudié dans la littérature empirique (Irwin, 2002; Wu *et al.*, 2004; Burchfield *et al.*, 2006; Kovacs & Larson, 2007), le rôle des paysages agricoles n'apparaît que très peu. Pourtant, c'est justement dans les zones périurbaines que croît la ville, un espace caractérisé par un usage mixte entre résidentiel et agriculture. Le cadre de vie est donc un déterminant majeur de l'étalement urbain, à travers le choix de localisation résidentielle des ménages. Puisque l'artificialisation des terres a principalement lieu dans les milieux agricoles autour des centres urbains, il est important de comprendre le fonctionnement et les caractéristiques de l'agriculture périurbaine. C'est l'objet de la section suivante.

6. <http://www.eea.europa.eu/data-and-maps/explore-interactive-maps/europe-artificial-areas-land-cover-2006>, (dernière visite : 18 février 2014)

Axe Lyon-Marseille (France)



Barcelone (Espagne)

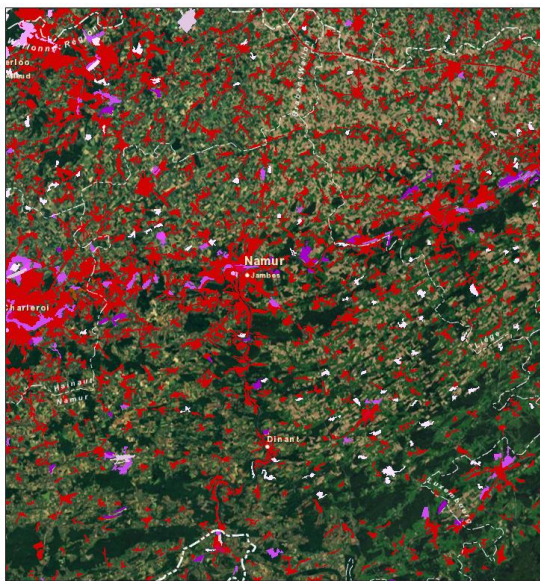


- Surfaces urbanisées
- Surfaces industrielles ou commerciales

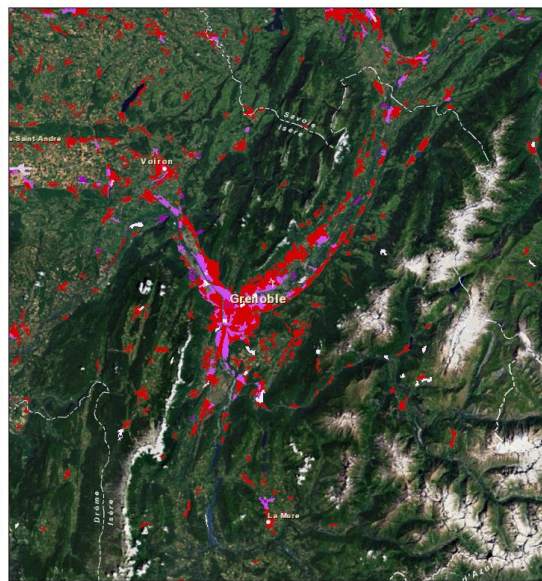


FIGURE 1.3 – Surfaces artificialisées en 2006 sur l'axe Lyon-Marseille (à gauche) et autour de Barcelone (à droite) - Données CLC 2006 (EEA)

Namur (Belgique)



Grenoble (France)



- Surfaces urbanisées
- Surfaces industrielles ou commerciales

FIGURE 1.4 – Surfaces artificialisées en 2006 autour de Namur (à gauche) et autour de Grenoble (à droite) - Données CLC 2006 (EEA)

1.2 Caractéristiques et hétérogénéité de l'agriculture périurbaine

Comme souligné dans la section précédente, l'agriculture périurbaine est particulièrement sensible à la compétition foncière pour l'usage du sol. Pour comprendre la nature des interactions entre la localisation résidentielle et les externalités agricoles, il est important de considérer dans un deuxième temps les caractéristiques de l'agriculture périurbaine : quelles sont ses spécificités, comment est-elle distribuée dans l'espace ?

1.2.1 Définition de l'agriculture périurbaine

L'agriculture périurbaine est généralement définie par rapport à sa localisation géographique seulement. Il s'agit de l'agriculture qui se trouve en périphérie de la ville, quelle que soit la nature de ses systèmes de production (Fleury & Donadieu, 1997). La FAO définit l'agriculture urbaine et périurbaine (AUP) comme *"les pratiques agricoles dans les villes et autour des villes qui utilisent des ressources (terre, eau, énergie, main-d'œuvre) pouvant également servir à d'autres usages pour satisfaire les besoins de la population urbaine"* (FAO, 1999). Si les villes occidentales se sont affranchies de la nécessité d'une agriculture nourricière de proximité, l'agriculture périurbaine actuelle entretient toujours des interactions fortes avec la ville. Dans ce travail, nous aborderons l'agriculture périurbaine comme l'ensemble des systèmes de production agricole exposés aux bénéfices et contraintes résultants de l'influence de la ville proche. Ces bénéfices consistent en un accès facilité au marché des consommateurs et aux services publics. Les contraintes évoquent la pression foncière et les conflits d'usage des ressources de manière générale. Nous défendons donc l'hypothèse que l'agriculture périurbaine est influencée par la ville dans ses spécificités et sa distribution dans l'espace. Le modèle historique de localisation des activités agricoles développé par Von Thünen en 1826 peut nous aider à appréhender cette question.

1.2.2 L'approche de Von Thünen dans les villes contemporaines

Traditionnellement, l'approche de Von Thünen considère l'existence d'un lieu de marché exogène, localisé au centre d'une plaine homogène, et autour duquel se localisent des activités agricoles caractérisées par des rendements constants et une concurrence parfaite. La rente foncière agricole s'établit en fonction des coûts de transport propres à chaque localisation dans l'espace. Chaque activité agricole produit un bien donné vendu au marché. Les coûts de transports et la valeur ajoutée de chaque production agricole déterminent une rente d'enchère foncière, définie comme le surplus que chaque producteur peut tirer de l'usage d'une unité de terre en un point de l'espace et pour une production donnée (Fujita & Thisse, 2003). L'hypothèse d'équilibre concurrentiel implique que chaque lot foncier est attribué au plus offrant. La figure 1.5 schématise le modèle de Von Thünen. On observe que les activités agricoles se localisent dans l'espace selon la pente de leur courbe d'enchère. Ainsi, les productions caractérisées par un gradient de coût de transport élevé seront localisées à proximité de la ville. C'est le cas des produits maraîchers et laitiers, denrées plus difficilement transportables et périssables. Les activités agricoles plus extensives en terre, ou ayant un gradient de coût de transport plus faible, seront plus éloignées de la ville. C'est le cas des grandes cultures (biens facilement transportables) et des élevages (systèmes de production plus extensifs en terre).

Il serait naturel de penser que ce modèle n'est plus valable aujourd'hui. Comme évoqué précédemment, les circuits de commercialisation ont largement évolué et l'approvisionnement des villes en produits agricoles ne semble plus dépendant des producteurs locaux, mais d'avantage de circuits de distribution de plus grande échelle. L'hypothèse de Von Thünen de la ville-marché comme seul débouché pour les agriculteurs ne tient plus.

Cependant, on observe encore actuellement que la distribution de l'agriculture périurbaine n'est pas aléatoire. Ainsi que le notent Cavailhès & Wavresky (2007), la ceinture maraîchère autour de Paris existe toujours. La figure 1.6 représente le nombre d'ex-

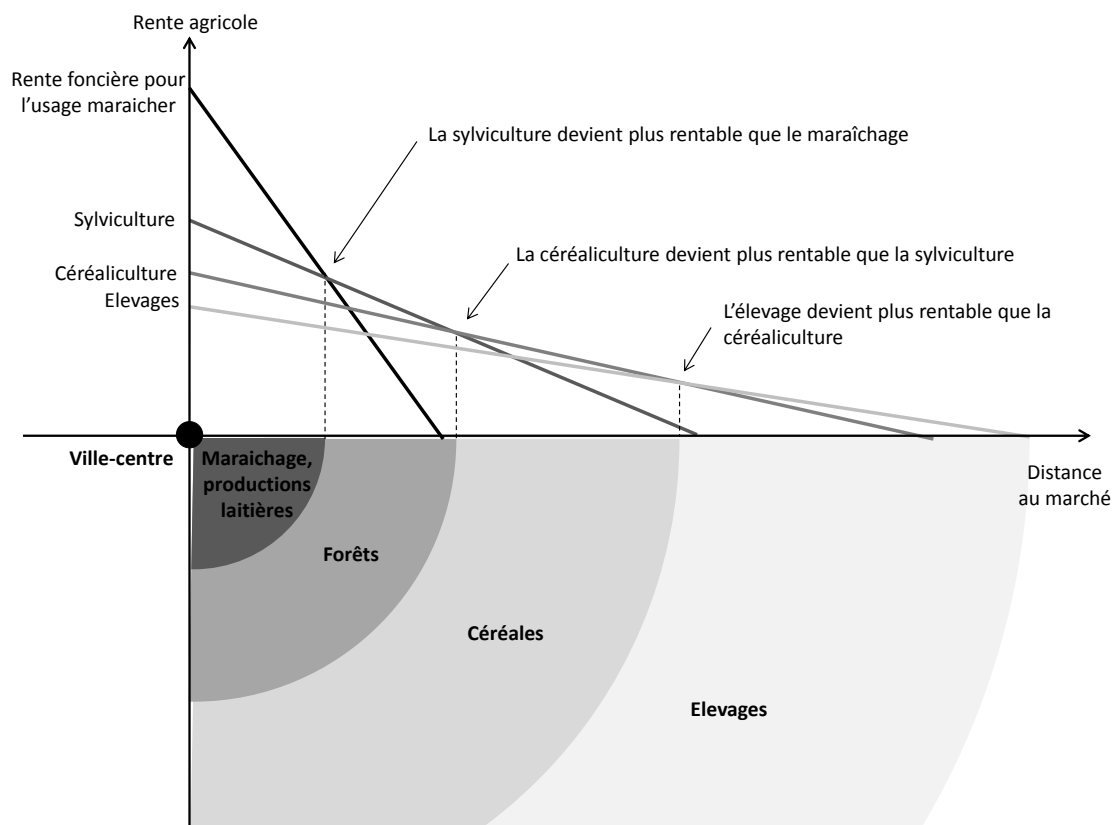


FIGURE 1.5 – Schématisation du modèle de Von Thünen : répartition des différentes cultures autour de la ville-marché en fonction de leur rente d'enchère foncière. D'après Fujita & Thisse (2003).

exploitations maraîchères et viticoles par commune au sein de différentes aires urbaines françaises en 2000, d'après le Recensement Général Agricole (RGA) 2010 mis à disposition par l'Agreste⁷. Si les aires urbaines de Marseille-Aix-en-Provence et de Montpellier ne montrent pas de tendance particulière - le maraîchage y est largement répandu de manière générale - on note pour la plupart des aires urbaines une forte concentration des exploitations maraîchères et viticoles à proximité des ville-centres. Notons que les distributions particulières pour les aires urbaines de Lyon et de Bordeaux sont dues à la présence des vignobles.

Nous supposons dans ce travail que le comportement von thünénien des agriculteurs s'observe encore, au moins en partie, dans les villes actuelles pour les raisons détaillées ci-après.

Distribution du prix du foncier agricole

Si l'on s'intéresse à la distribution du prix du foncier agricole, on peut constater qu'il existe, encore aujourd'hui, un gradient décroissant avec la distance à la ville-centre. Par exemple, Cavaillès & Wavresky (2007) montrent que pour les aires urbaines françaises moyennes (entre 20 000 et 50 000 habitants), le prix du foncier agricole passe de 5 500 €/ha à proximité du centre ville, à 4 500 €/ha 5 kilomètres plus loin, et à 1 500 €/ha 20 kilomètres plus loin. Cette distribution s'explique largement par les plus-values liées à l'urbanisation potentielle des zones proches de la ville (Shi *et al.*, 1997; Cavaillès & Wavresky, 2003; Livanis *et al.*, 2006). Les anticipations de conversion des terres dans des zones stratégiques peuvent en effet avoir un impact fortement positif sur le niveau des prix. Cependant, nous faisons l'hypothèse que les agriculteurs continuent, aujourd'hui encore, à valoriser la proximité de la ville pour au moins deux raisons : l'accès aux circuits de commercialisation directe et l'accès aux services publics et infrastructures de transport et de stockage.

7. L'ensemble des jeux de données sont accessibles à <http://aces.agriculture.gouv.fr/disar/faces/index.jsp> (dernière visite : 23 février 2014).

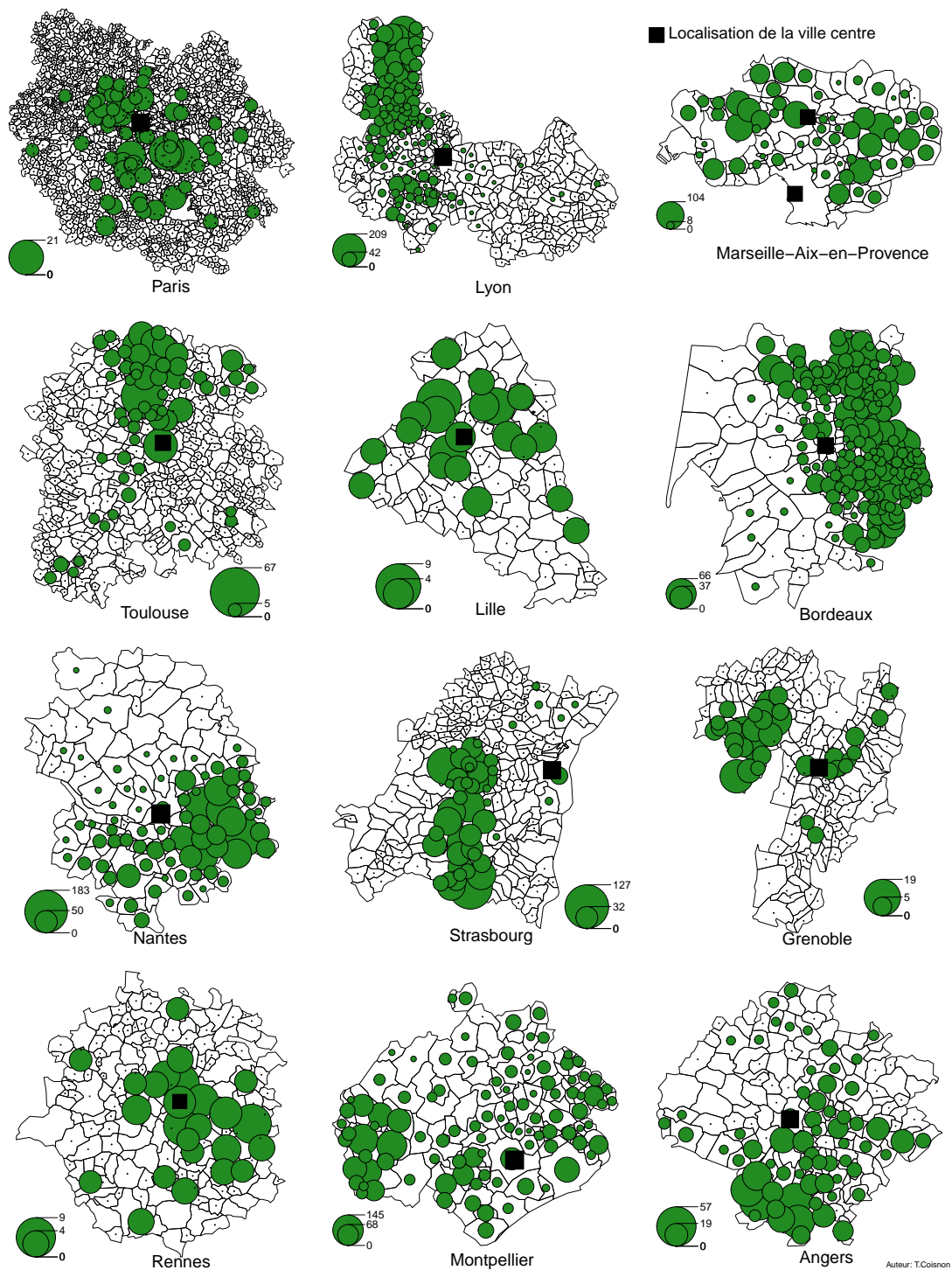


FIGURE 1.6 – Nombre d’exploitations maraîchères ou viticoles par commune pour différentes aires urbaines françaises en 2000 - Données RGA 2010 (Agreste), fond de carte GEOFLA (IGN)

Valorisation de l'accessibilité à la ville pour les circuits de commercialisation

La commercialisation en circuit court consiste à limiter à un le nombre d'intermédiaires entre producteur et consommateur (Agreste, 2012). Cela inclut donc la vente directe. Le recours aux circuits courts peut pousser les producteurs à valoriser l'accessibilité aux consommateurs potentiels, et donc à la ville. D'après le RGA 2010, environ 18 % des exploitations agricoles de France métropolitaine utilisent les circuits courts dans leurs stratégies de commercialisation. Pour les cantons faisant partie d'une aire urbaine, cela concerne une exploitation sur cinq et pour les cantons des vingt premières aires urbaines, le chiffre s'élève à près de un quart des exploitations (23,50 %). Les exploitations localisées à proximité d'un pôle urbain utilisent donc davantage les circuits courts, et cela passe par une valorisation de l'accessibilité à la ville. La figure 1.7 représente la part des exploitations agricoles utilisant les circuits courts par canton, pour différentes régions françaises. On observe bien l'augmentation du pourcentage d'exploitations en circuits courts autour des principaux pôles urbains : Lyon et Grenoble pour la région Rhône-Alpes, l'agglomération lilloise au Nord-Pas-de-Calais, Poitiers en Poitou-Charentes et Nantes, Angers, Le Mans pour les Pays-de-la-Loire.

Enfin, sans utiliser les circuits courts, les exploitants peuvent malgré tout valoriser l'accessibilité à la ville pour d'autres raisons stratégiques. Les figures 1.8 et 1.9 représentent la localisation de différents établissements de stockage ou de transformation de produits agricoles, à l'échelle de la France métropolitaine. On note une nette tendance de localisation de ces établissements à proximité des pôles urbains, que ce soit pour les établissements de stockage et de conditionnement ou pour les abattoirs de boucherie. De même, les marchés de gros adhérents de la fédération française des Marchés d'Intérêt National sont localisés au sein même des ville-centres de pôles urbains, à l'exception de Rungis (94) et Corbas (69) pour les aires urbaines parisiennes et lyonnaises respectivement. Ainsi, même si un exploitant agricole n'utilise pas les circuits courts ou d'autres types de circuits de commercialisation locale, il peut être amené à valoriser l'accès à la

ville proche, tel que décrit par Von Thünen.

Gradient d'intensité des pratiques agricoles

Le gradient décroissant de la valeur du foncier agricole, qu'il s'explique par la pression foncière urbaine ou par le comportement von thünénien des agriculteurs, a un impact sur les itinéraires techniques mis en place par les exploitants agricoles, et en particulier sur l'intensité de l'activité agricole. Lorsque le foncier agricole devient plus cher, les exploitants sont amenés à le substituer par d'autres inputs non fonciers (multiplication des installations techniques, augmentation de la mécanisation à l'hectare, utilisation accrue de main d'œuvre, utilisation d'intrants). La figure 1.10 montre un gradient de décroissance de l'utilisation de main d'œuvre à l'hectare avec la distance à la ville-centre. De manière générale, les communes localisées à proximité des centres urbains sont caractérisées par une agriculture plus intensive en main d'œuvre que les communes plus éloignées. Cette observation est cohérente avec les résultats de Cavailhès & Wavresky (2007). En outre, Cavailhès & Wavresky (2007) montrent que l'on observe la même tendance pour l'Unité de Dimension Economique (UDE) par hectare (intensité productive des exploitations) et la puissance DIN par hectare (intensité de mécanisation des exploitations).

On peut donc conclure que l'influence de la ville sur l'agriculture périurbaine est visible sur deux plans. Le premier impact est d'ordre foncier : la présence d'une ville favorise l'apparition d'un gradient décroissant de prix du foncier agricole avec la distance au centre. Le deuxième impact s'observe en rapport aux pratiques agricoles. La présence de la ville implique que les exploitations localisées à proximité de la ville sont plus intensives que les exploitations plus éloignées. Les terres étant plus chères près des villes, les exploitants ont tendance à substituer le foncier par du capital et du travail. Par conséquent, en termes d'OTEX, les productions agricoles les plus intensives en capital et travail, telles que le maraîchage, sont localisées à proximité de la ville. La première raison qui explique l'existence de ces gradients est la pression foncière urbaine. La compétition

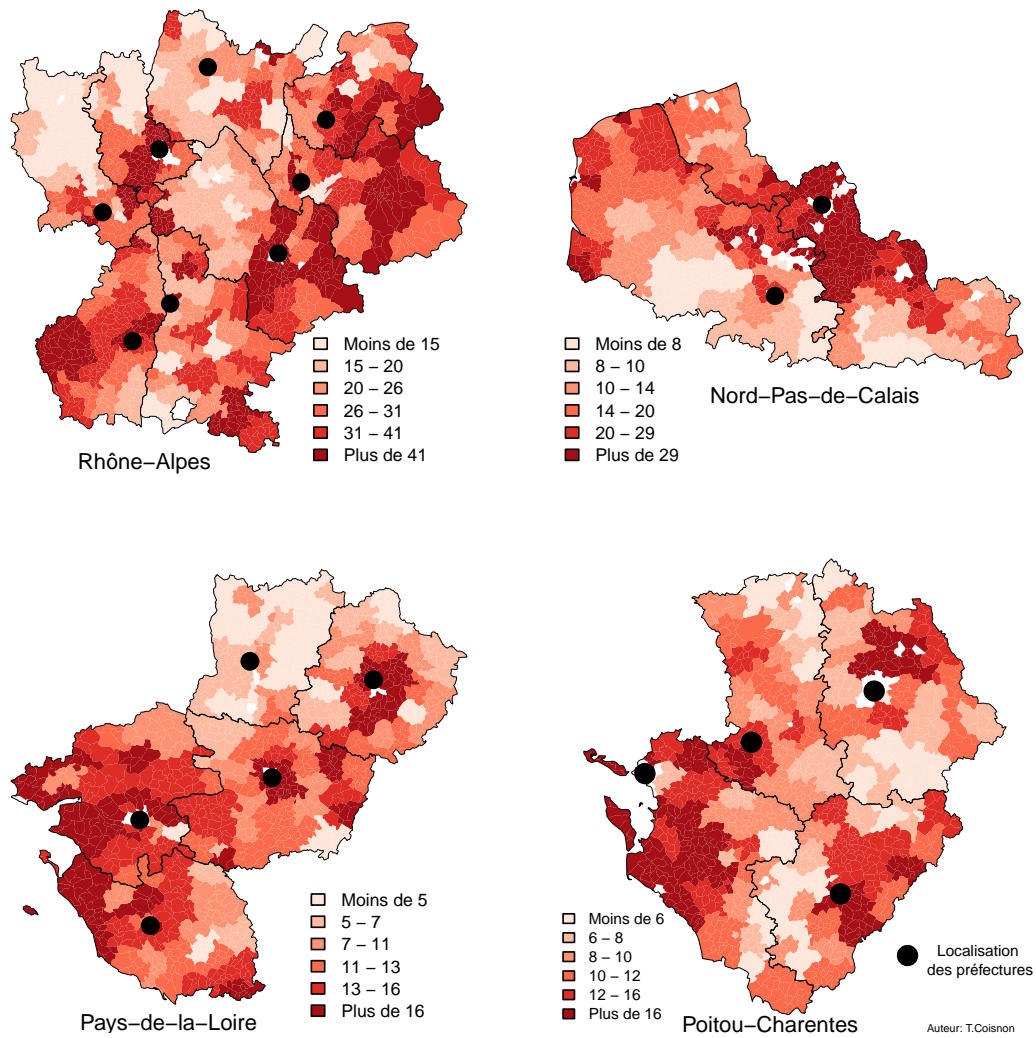


FIGURE 1.7 – Part des exploitations agricoles ayant recourt aux circuits courts parmi leurs modes de commercialisation, par canton et pour différentes régions françaises (en %) - Données RGA 2010 (Agreste), fond de carte GEOFLA (IGN)

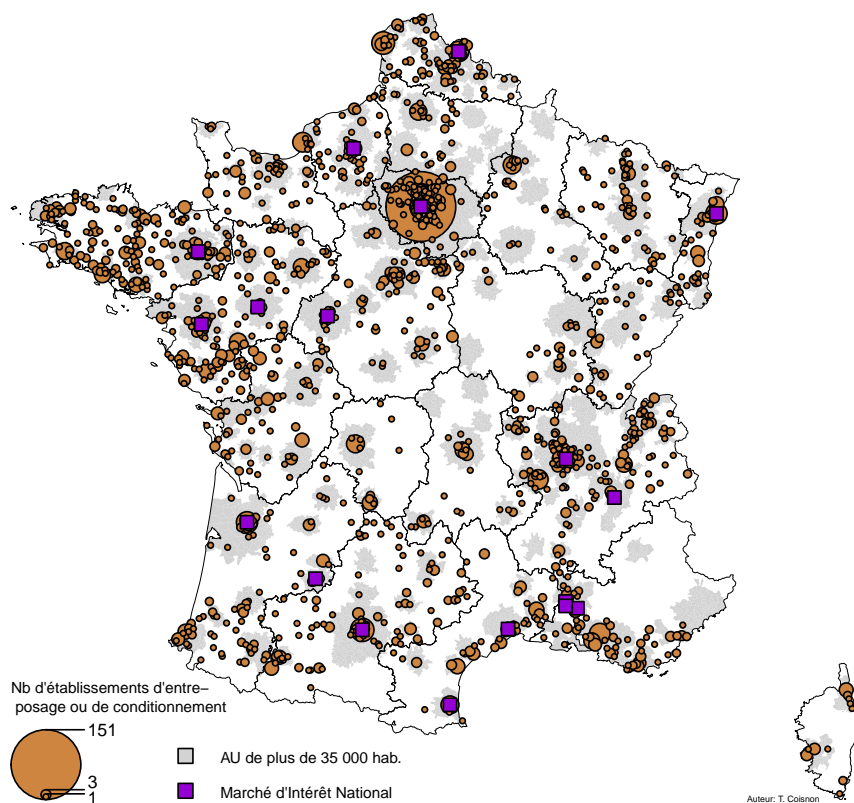


FIGURE 1.8 – Localisation des établissements d’entreposage et de conditionnement agréés CE - Données Ministère de l’Agriculture, fond de carte GEOFLA (IGN)

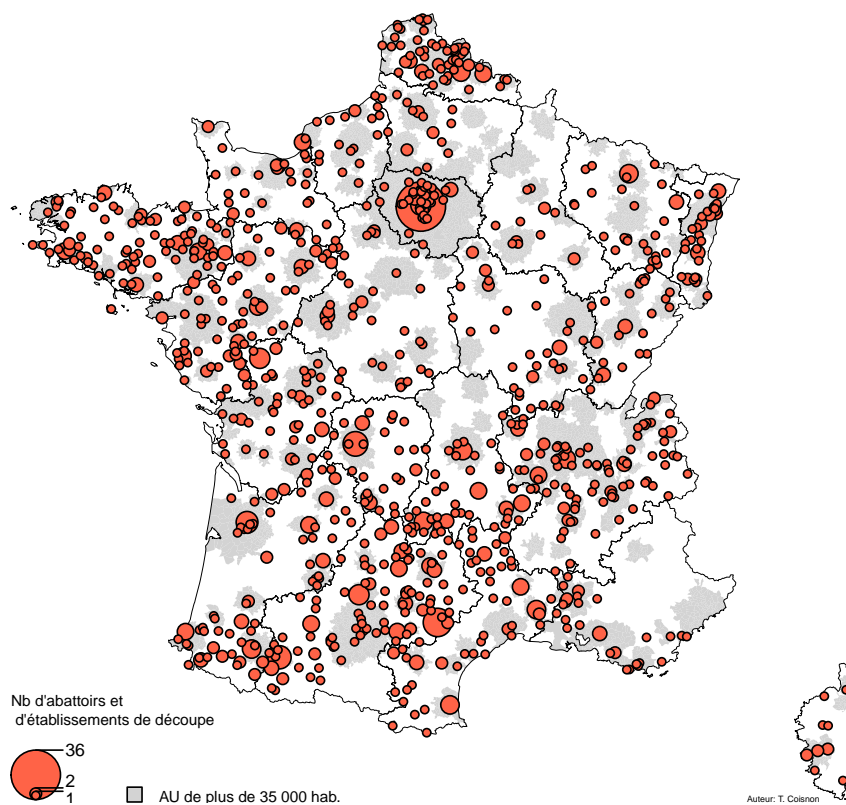


FIGURE 1.9 – Localisation des abattoirs et établissements de découpe d’animaux de boucherie agréés CE - Données Ministère de l’Agriculture, fond de carte GEOFLA (IGN)

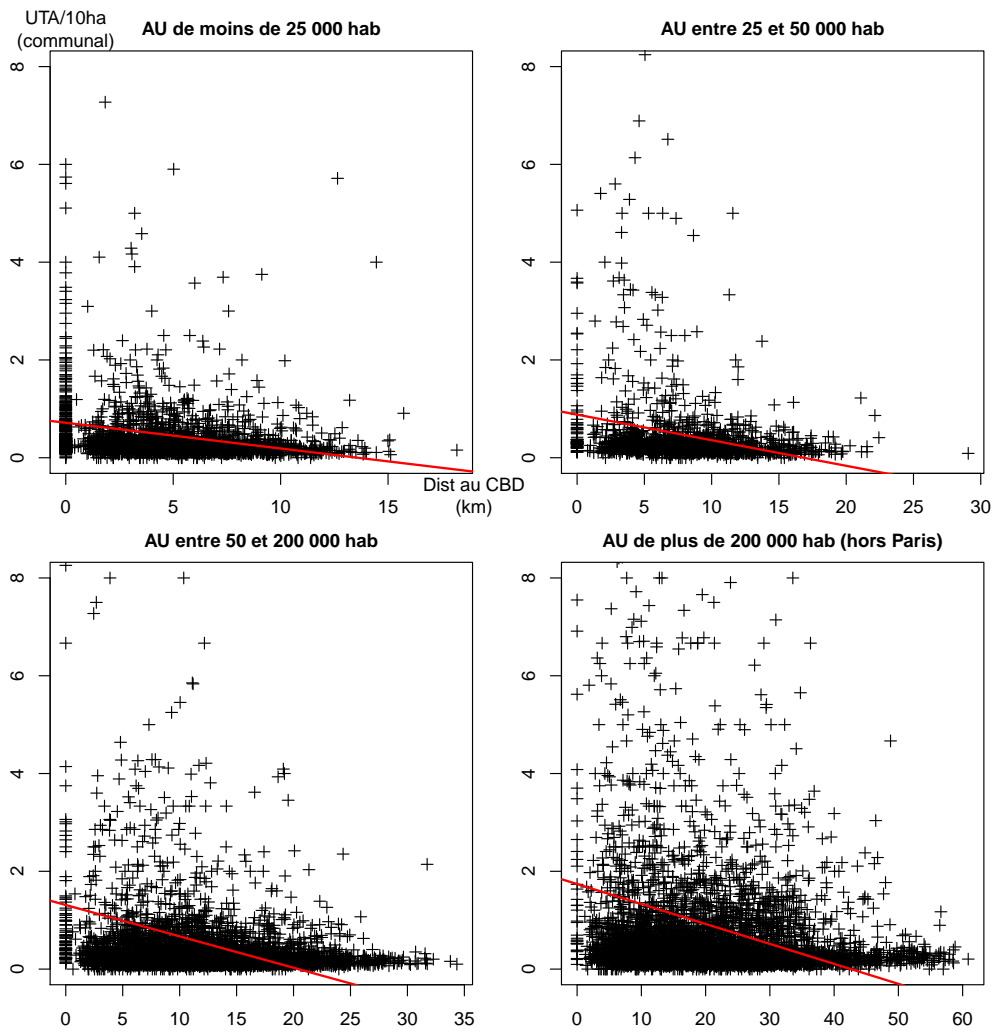


FIGURE 1.10 – Nombre d’Unités de Travail Annuel (UTA) communal par hectare en fonction de la distance à la ville-centre pour différentes catégories d’Aires Urbaines - Données RGA 2010 (Agreste)

foncière, très active en périphérie des villes, agit positivement sur les prix. La deuxième raison concerne la valorisation de l'accessibilité au centre par les agriculteurs, autrement dit leur comportement von thünénien. Ces deux phénomènes se complètent et conduisent à la même observation.

1.3 Externalités et pratiques agricoles

La multifonctionnalité est considérée comme une spécificité de l'agriculture par rapport aux autres activités économiques. L'OCDE définit la multifonctionnalité de l'agriculture par *"l'existence de produits multiples, de base et autres, qui sont conjointement produits par l'agriculture et le fait que certains produits autres présentent les caractéristiques d'externalités ou de biens d'intérêt public"* (Maier & Shobayashi, 2001). Ici, c'est une question centrale pour notre travail puisque l'on s'intéresse aux interactions entre les choix de localisation résidentielle et les externalités agricoles. On considère donc que l'activité agricole, outre sa fonction première de production, génère en parallèle des paysages, des nuisances et donc un cadre de vie.

1.3.1 Externalités positives et négatives de l'agriculture

L'agriculture est source de nombreuses externalités positives ou négatives. Le tableau 1.1 énumère les principales externalités associées aux activités agricoles, d'après Maier & Shobayashi (2001) et Abler (2004). Les externalités agricoles négatives correspondent essentiellement aux pollutions environnementales et aux nuisances engendrées par certaines activités agricoles. A l'inverse, l'agriculture peut également permettre de limiter certains dégâts environnementaux (barrières naturelles contre les tempêtes, entretien des sols et limitation des inondations). Parmi les externalités positives, notons également la production de biens publics tels que l'entretien des paysages à travers des dimensions esthétiques et culturelles.

Bien évidemment, l'ampleur des différentes externalités positives ou négatives créées par l'agriculture est largement dépendante des pratiques agricoles mises en place. On doit donc se poser la question de la jointure de production entre biens agricoles et externalités.

Externalités positives	Externalités négatives
Paysage et espaces ouverts	Pollution des aquifères
Patrimoine culturel	Irrigation excessive
Viabilité rurale	Epuisement des sols
Sécurité alimentaire	Epanchages et nuisances olfactives
Prévention des risques naturels	Emission de gaz à effets de serre
Préservation de la biodiversité	Perte de biodiversité

TABLE 1.1 – Principales externalités associées à l’activité agricole

1.3.2 Lien entre les pratiques agricoles et le niveau d’aménités

Nous considérons que le niveau des externalités positives ou négatives produites par l’agriculture périurbaine dépend fortement des pratiques agricoles effectives, et notamment de l’intensité agricole.

De manière générale, il existe un consensus sur le fait que les systèmes agricoles les plus intensifs ont tendance à générer des paysages moins attractifs et des écosystèmes de moindre qualité environnementale par rapport aux systèmes de production plus extensifs (Björklund *et al.*, 1999; Abler, 2001; Maier & Shobayashi, 2001; Bergstrom & Ready, 2009). On peut expliquer cela par le fait que les itinéraires techniques extensifs favorisent la co-production d’externalités positives et que la moindre utilisation d’inputs non fonciers diminue le flux d’externalités négatives.

Cependant, la relation entre activité agricole et production d’externalités peut être assez complexe, comme le notent Hodge (2000), Harvey (2003) et Wossink & Swinton (2007). Cette relation peut être simplement compétitive, c’est-à-dire qu’une augmentation de l’intensité de production implique une diminution de la qualité environnementale. Dans ce cas, on s’attend à ce que la distribution du flux net d’externalités soit négativement corrélé à l’intensité agricole de manière continue et monotone. D’après Hodge (2000), cette configuration correspondrait au cas de l’agriculture nord-américaine et australienne. Pour l’Europe, la situation est différente. On considère souvent qu’une agriculture excessivement extensive n’assume plus sa fonction d’entretien du paysage.

Le maintien de paysages viticoles par exemple requiert un certain niveau d'intensité de production à l'hectare. Il est donc raisonnable de penser qu'au-delà d'un certain seuil, la baisse de l'intensité agricole ne conduit plus à une amélioration du flux net d'externalités. L'abandon des pâturages de montagne par exemple engendre des effets de fermeture du paysage et favorise l'apparition d'avalanches en hiver. Ainsi, dans le cas européen, on considère que la relation entre production agricole et externalités prend la forme d'une "courbe en cloche". Dans un premier temps, une baisse de l'intensité permet d'améliorer le flux d'externalités. Cette amélioration stagne puis devient une dégradation à partir d'un certain seuil d'extensivité. Dans un souci de simplification, nous retiendrons dans notre travail l'hypothèse du cas nord-américain où la relation entre intensité agricole et production nette d'externalités est strictement négative. Nous supposons que cette hypothèse tient dans notre cadre restreint de l'espace périurbain.

Pour rappel, nous avons observé dans la section précédente que l'intensité agricole périurbaine était distribuée selon un gradient décroissant de la distance au centre. Dès lors, le lien entre pratiques agricoles et production d'externalités impliquerait une augmentation du flux net d'externalités au fur et à mesure que l'on s'éloigne de la ville. Nous supposons donc dans ce travail que l'espace périurbain est caractérisé par un niveau d'aménités agricoles croissant avec la distance au centre. Les exploitations localisées à proximité de la ville produisent peu d'aménités, à l'inverse des exploitations plus éloignées.

Pour illustrer notre propos, la figure 1.11 représente la part des exploitations entretenant des éléments paysagers linéaires : haies, alignement d'arbres ou mur de pierre (données RGA 2010), pour les aires urbaines de Toulouse, Lille et Nice. On représente également l'intensité en travail par commune (en UTA/10ha) pour ces mêmes aires urbaines. On observe deux choses importantes. Au sein des différentes aires urbaines, les cantons où la part des exploitants entretenant des éléments paysagers est la plus élevée sont les cantons les plus éloignés de la ville-centre. Cette observation va dans le sens de

l'hypothèse d'un gradient d'externalités positives croissant avec la distance. D'autre part, on observe que les cantons où le pourcentage d'exploitations avec éléments paysagers entretenus est le plus faible, correspondent aux endroits où l'intensité d'utilisation de la main d'œuvre est la plus élevée. Cette observation suggère bien une relation négative entre intensité agricole et production d'externalités positives. Cependant, la présence d'éléments paysagers peut s'expliquer par la mise en place de certaines politiques.

1.3.3 Le rôle des politiques agricoles dans la production d'externalités

Par définition, les externalités sont co-produites par l'activité agricole. En l'absence de politique publique, les agriculteurs ne sont donc pas rémunérés ou taxés pour la production d'externalités positives et négatives. En réalité, il existe des politiques dites agri-environnementales qui consistent à rémunérer les agriculteurs pour les services non marchands qu'ils produisent. Les revues de littérature de Baylis *et al.* (2008) et Wunder *et al.* (2008) donnent un aperçu exhaustif des politiques agri-environnementales dans différents pays.

Aux Etats-Unis, les politiques agri-environnementales (*agri-environmental policies*) prennent essentiellement la forme de plans incitant au gel de terres agricoles, tels que le *Conservation Reserve Program* ou le *Grasslands Reserve Program*, et de plans d'incitation à des pratiques respectueuses de l'environnement tels que le *Environmental Quality Incentives Program*. En 2004, l'ensemble de ces politiques ont représenté un coût d'approximativement 2,7 milliards de dollars pour le gouvernement fédéral (Claassen *et al.*, 2008).

En Europe, la politique agricole est régie par la Politique Agricole Commune (PAC) depuis 1962. Elle fait partie des toutes premières politiques communautaires mises en place lors de la création de la Communauté Economique Européenne (CEE). Les préoccupations agri-environnementales n'apparaissent cependant qu'avec les réformes de 1992, avec la mise en place des premières politiques consacrées au développement ru-

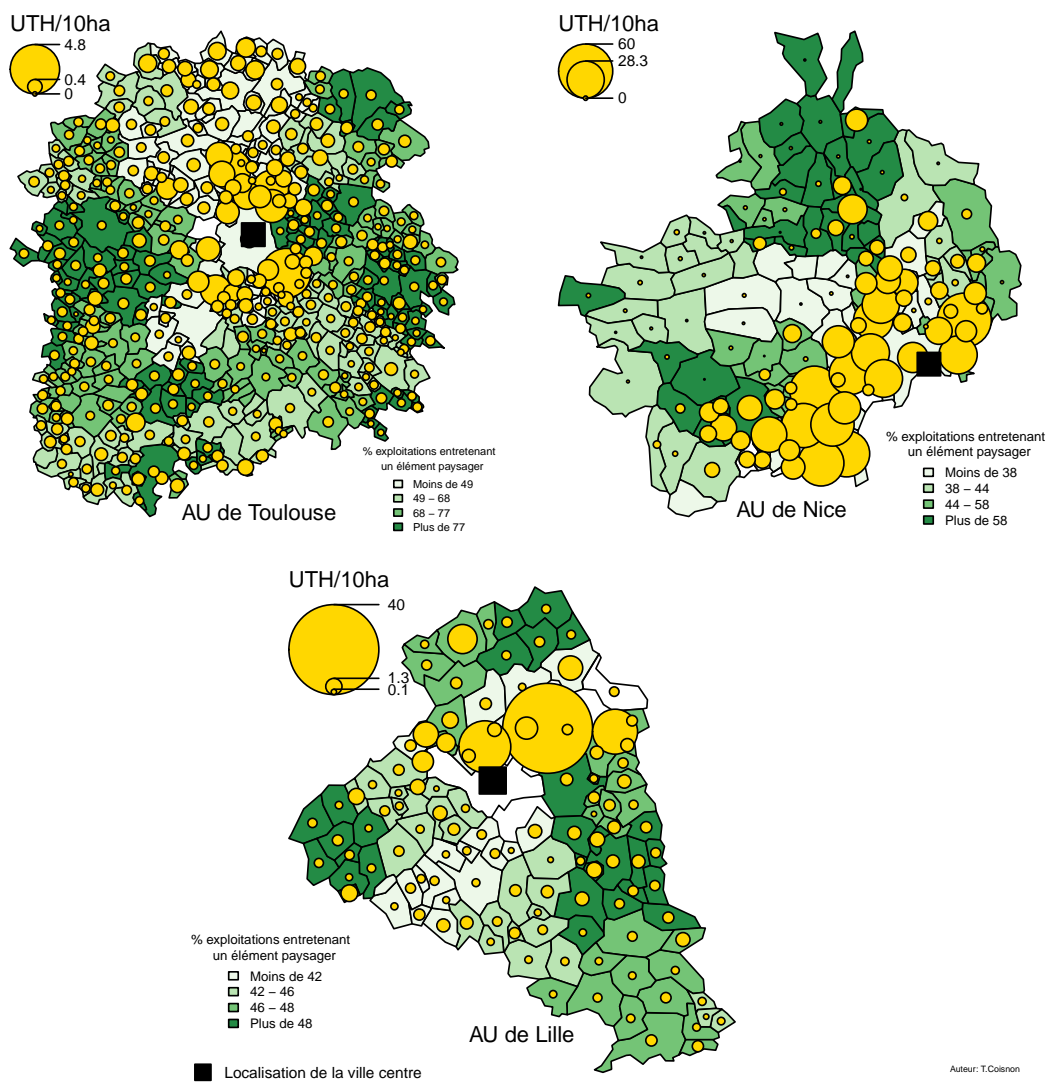


FIGURE 1.11 – Part des exploitations entretenant au moins un élément paysager (haies, murs ou arbres) par canton et intensité du travail (UTA/10ha) par commune, pour trois grandes aires urbaines françaises - Données RGA 2010 (Agreste), fond de carte GEOFLA (IGN)

ral et intégrées dans ce qu'on appelle le deuxième pilier de la PAC, par opposition au premier pilier (soutiens directs à la production). Contrairement aux États-Unis, les politiques agri-environnementales européennes visent d'avantage à maintenir l'activité agricole dans les zones défavorisées. Une part importante de ce deuxième pilier consiste en des plans d'incitation à des pratiques respectueuses de l'environnement tels que les Mesures Agro-Environnementales (MAE) qui prévoient le versement d'aides aux agriculteurs s'engageant à réaliser des objectifs agro-environnementaux sur une période donnée. En 2012, le budget du Fond Européen Agricole pour le Développement Rural (FEADER) représentait 13,2 milliards d'euros pour l'ensemble des pays membres de l'UE. Les paiements agri-environnementaux (MAE) ont représenté 3,2 milliards d'euros soit près d'un quart du total (CE, 2012). De manière générale, ces politiques s'adressent à l'agriculture dans son ensemble, mais les aides du deuxième pilier sont de plus en plus territorialisées et mises en œuvre en fonction de problématiques locales (Aubert *et al.*, 2007). Il n'existe pas actuellement de politique agricole spécifiquement orientée vers l'agriculture périurbaine.

1.4 Valorisation des aménités par les ménages

La dernière des hypothèses fondamentales sur lesquelles est basé notre travail concerne la valorisation des aménités agricoles par les ménages, dans leur choix de localisation résidentielle. Nous montrons ici que les externalités agricoles, décrites précédemment, sont valorisées par les ménages. Ces derniers peuvent alors avoir un consentement à payer positif pour être localisés à proximité de certaines aménités.

De manière générale, Hodge (2008) explique que les préférences des ménages s'orientent vers des paysages générés par des systèmes agricoles traditionnels et moins intensifs, plutôt que des systèmes modernes, plus intensifs⁸.

L'application environnementale de la méthode des prix hédoniques, développée par Rosen (1974), permet d'évaluer les externalités produites par l'agriculture en termes monétaires. En comparant les prix des logements en fonction de leurs attributs, leur localisation et les caractéristiques de leur environnement, il est possible d'obtenir le prix implicite de cet environnement, ou en d'autres termes le consentement à payer (Willingness To Pay - WTP) des consommateurs pour des externalités environnementales particulières.

Palmquist *et al.* (1997) ont mené une telle étude sur les ventes de maisons individuelles en Caroline du Nord, aux Etats-Unis, pour évaluer l'effet des exploitations porcines sur les valeurs immobilières. Ils observent que les externalités négatives liées aux exploitations porcines sont localisées dans l'espace, c'est-à-dire qu'elles impactent les prix immobiliers localement mais n'affectent pas l'équilibre global du marché immobilier régional. Dans une zone où il y a initialement peu d'exploitations porcines, l'installation d'une exploitation peut faire baisser la valeur d'une maison de plus de 8 % si elle est localisée à moins de 800 mètres, et de 3,5 % dans un rayon de trois kilomètres. La baisse de la valeur immobilière est de moindre importance lorsque la zone comprend déjà initia-

8. *"They [preferences] tend to be towards the landscapes generated by longstanding and less intensive agricultural systems rather than by modern, more intensive ones."*, p.92 dans Hodge (2008)

lement de nombreuses exploitations porcines. Dans la même démarche, Le Goffe (2000) montre que l'intensité des élevages, mesurée en "unité gros bétail azote" par hectare, influence négativement et de manière significative le prix des gîtes en Bretagne. Inversement, la part de SAU en prairie permanente a un impact significativement positif sur le prix des gîtes. Clairement, les touristes consentent à payer un prix plus élevé pour un gîte entouré de prairies permanentes, mais leur consentement à payer diminue lorsque l'intensité des élevages augmente.

Enfin, certains auteurs ont utilisé cette méthode pour évaluer le consentement à payer pour des espaces ouverts (Irwin, 2002; Ready & Abdalla, 2005) et des attributs paysagers spécifiques, tels que les types de végétation (Cavailhès *et al.*, 2007). Là encore, les résultats sont significatifs. Les ménages en quête de localisation résidentielle sont prêts à payer plus cher pour des externalités paysagères, telles que celles produites par l'agriculture environnante. Cependant, les effets des attributs paysagers sont là encore très localisés, et le consentement à payer décline rapidement avec la distance. De manière cohérente avec cette observation, Goffette-Nagot *et al.* (2011) montrent dans leur étude sur le prix des terres résidentielles en Belgique que les aménités paysagères n'ont pas d'influence sur le marché immobilier à l'échelle nationale. Les externalités paysagères produites par l'agriculture sont donc des biens valorisés localement par les ménages.

Il existe d'autres méthodes d'évaluation permettant d'aborder la question de la valorisation des aménités agricoles. Roe *et al.* (2004) utilisent par exemple la méthode de l'analyse conjointe pour évaluer l'attractivité exercée par les terres agricoles sur le développement résidentiel. Les méthodes d'évaluation contingente et d'expériences sur les choix ont également été utilisées pour évaluer les aménités environnementales par rapport à leur valeur récréative : randonnées, activités nautiques, chasse (Adamowicz *et al.*, 1994; Boxall *et al.*, 1996), mais aussi les aménités liées à l'agriculture (Beasley *et al.*, 1986; Ready *et al.*, 1997; Brouwer & Slangen, 1998).

1.5 Conclusion

Ce premier chapitre nous a permis de mettre en évidence certains faits empiriques liés à notre problématique de recherche. Dans les chapitres suivants, nous développons des modèles théoriques de choix de localisation résidentielle des ménages, en fonction des externalités agricoles associées à l'agriculture environnante. Les faits empiriques présentés ici nous ont permis de dégager quatre hypothèses fondamentales que nous utiliserons dans les chapitres suivants. La première hypothèse concerne l'ampleur du processus de périurbanisation. Les chiffres et les enjeux soulignent l'importance de s'intéresser à ce phénomène, et d'en comprendre les mécanismes. La deuxième hypothèse suppose que l'agriculture périurbaine est organisée dans l'espace de manière non aléatoire et largement dépendante de la ville proche. Le comportement von thünénien des agriculteurs est encore observable aujourd'hui, c'est-à-dire que les agriculteurs continuent de valoriser l'accessibilité à la ville. Combiné avec les effets importants de pression foncière urbaine, cela implique deux observations importantes : le gradient des prix fonciers agricoles est décroissant avec la distance à la ville et l'agriculture est plus intensive à proximité des villes. La troisième hypothèse concerne la coproduction d'externalités positives et négatives par l'activité agricole et la jointure de production entre externalités et pratiques agricoles. Nous supposons que le gradient d'intensité décroissant implique un flux net d'externalités agricoles croissant avec la distance à la ville. Enfin, notre dernière hypothèse soutient l'idée que ces externalités agricoles soient valorisées par les ménages lors de leur choix de localisation résidentielle.

Chapitre 2

Modélisation économique de l'étalement urbain en présence d'aménités agricoles endogènes

Modélisation économique de l'étalement urbain en présence d'aménités agricoles endogènes

Dans ce chapitre, nous présentons tout d'abord la littérature économique autour de la Nouvelle Economie Urbaine, et plus particulièrement le développement des villes sous l'angle de la localisation résidentielle des ménages. Dans une deuxième partie, nous développons un modèle théorique de ville monocentrique au sein duquel nous introduisons des aménités agricoles endogènes, permettant de mettre en avant les interactions entre le développement résidentiel et l'agriculture environnante. Nous montrons comment, en l'absence de source exogène d'aménités, l'étalement urbain fragmenté peut être une configuration naturelle du développement d'une ville entourée d'une agriculture variant dans l'espace. Cette deuxième partie du chapitre a fait l'objet d'une publication dans la revue *Regional Science and Urban Economics*¹.

Economic modelling of urban sprawl with endogenous agricultural amenities

In this chapter, we first present the economic literature on New Urban Economics, and more specifically on the development of cities under a residential location approach. In the second section, we present a theoretical model of a monocentric city in which we introduce endogenous agricultural amenities, allowing to highlight the interactions between residential development and surrounding agriculture. We show how, in absence of any exogenous source of amenities, fragmented urban sprawl is a natural development pattern for a city surrounded by a spatially varying agricultural environment. This second section of the chapter was the subject of a publication in the revue *Regional Science and Urban Economics*¹.

1. Coisnon, T., Oueslati, W. & Salanié J. 2013. Urban sprawl occurrence under spatially varying agricultural bid-rents and amenities. *Regional Science and Urban Economics*, **44**, 38-49.

2.1 Revue de littérature sur la Nouvelle Economie Urbaine et les choix de localisation résidentielle

Branche spécialisée de l'économie géographique, l'économie urbaine s'attache à étudier les choix de localisation de ménages et d'entreprises dans l'espace urbain, suivant des problèmes de maximisation d'utilité ou de profit décrits par la microéconomie. L'économie urbaine connaît un essor important à partir des années soixante-dix, à travers ce qu'on appelle la Nouvelle Economie Urbaine. Richardson (1976) la définit comme une tentative de réunir économie urbaine et économie du bien-être dans un cadre théorique général, impliquant une dimension politique indéniable. Nous présentons dans un premier temps le modèle statique et continu de la ville monocentrique, un modèle incontournable pour aborder l'approche économique du développement urbain.

2.1.1 Les modèles statiques de la Nouvelle Economie Urbaine

Hypothèses du modèle de la ville monocentrique

Au cours de la deuxième moitié du vingtième siècle, le modèle le plus influent de la Nouvelle Economie Urbaine (NEU) a été celui de la ville monocentrique, issu des travaux de Alonso (1964), Muth (1969) et Mills (1972), à partir de la théorie de la localisation des terres agricoles proposée par Von Thünen en 1826 et présentée dans le chapitre 1. Le modèle de la ville monocentrique, dans sa version la plus simple, repose sur un ensemble d'hypothèses principalement liées au contexte spatial de son objet d'étude : la ville. On considère ainsi que l'espace est complètement homogène, à l'exception d'un point particulier communément appelé le CBD (Central Business District) qui concentre l'ensemble des emplois de l'économie. La ville monocentrique est peuplée de ménages identiques qui vont choisir comment consommer de l'espace résidentiel, en fonction de leur contrainte budgétaire. On considère qu'un membre de chaque ménage va travailler chaque jour au CBD. Ainsi, dans le budget des ménages seront intégrés les coûts engendrés par le *com-*

muting, c'est-à-dire les déplacements quotidiens domicile-travail. La prise en compte de la distance au CBD pousse les ménages à en valoriser l'accessibilité. La résolution du programme de maximisation des ménages permet d'en dégager leur fonction de rente d'enchère, c'est-à-dire ce qu'ils sont prêts à payer pour une unité d'espace résidentiel localisée à une distance donnée du CBD. Posons la fonction d'enchère $r(x, w, \tau, \bar{V})$ où x représente la distance au CBD, w le revenu des ménages, τ les coûts de *commuting* et \bar{V} le niveau d'utilité atteint par les ménages à l'équilibre. De manière intuitive, la rente d'enchère est une fonction décroissante de la distance au CBD. Autrement dit, les ménages seront prêts à payer plus cher pour une unité d'espace résidentiel localisée à proximité du CBD, mais auront un consentement à payer moins élevé pour une même unité d'espace résidentiel plus éloignée à cause des coûts supplémentaires engendrés par le *commuting*. Pour résumer, l'arbitrage des ménages est le suivant : il s'agit de choisir entre un espace résidentiel réduit mais à proximité du lieu de travail, engendrant ainsi de faibles coûts de *commuting*, et une localisation plus éloignée et plus coûteuse en déplacements mais synonyme d'espace résidentiel plus important.

A l'équilibre spatial, les ménages atteignent tous le même niveau d'utilité \bar{V} indépendamment de leur localisation résidentielle. Dans une synthèse sur la théorie de l'économie urbaine, Fujita (1989) montre que l'équilibre spatial de la ville monocentrique est efficace économiquement puisqu'il est pareto-optimal sous certaines conditions. A l'équilibre spatial, la frontière de la ville \bar{x} est définie par le niveau de la rente agricole r_a , variable exogène au modèle. A partir du moment où le consentement des ménages à payer pour de l'espace résidentiel devient plus faible que le consentement des agriculteurs à payer pour de la terre agricole, la ville atteint sa limite. \bar{x} est donc défini par $r(\bar{x}, w, \tau, \bar{V}) = r_a$. En d'autres termes, on considère que l'usage du sol est attribué au plus offrant. Mathématiquement, la ville est représentée par l'ensemble : $C = \{x < \bar{x} | r(x, w, \tau, \bar{V}) \geq r_a\}$. La deuxième condition d'équilibre permet de s'assurer que l'ensemble de la population (N ménages) peut être accueillie dans l'espace urbain. On a $N = \int_0^{\bar{x}} 2\pi x \rho(x) dx$ où $\rho(x)$

représente le nombre de ménages localisés en x .

L'interprétation de ces conditions d'équilibre dépend de deux cas de figures - voir tableau 2.1 :

– Ville monocentrique fermée

La taille de la population de la ville est fixe et exogène. A l'équilibre, tous les ménages se répartissent autour du CBD et obtiennent le même niveau d'utilité, endogène au modèle.

– Ville monocentrique ouverte

Le niveau d'utilité d'équilibre est exogène et identique pour l'ensemble des villes de la région. On considère que les ménages peuvent librement migrer d'une ville à l'autre s'ils n'atteignent pas le niveau d'utilité dans leur ville. Ainsi, dans ce cas de figure, la population de la ville est endogène et établie à l'équilibre spatial du modèle.

On considère souvent que l'hypothèse de la ville fermée illustre plutôt le cas de sociétés fortement industrialisées dans lesquelles le mode de vie urbain est largement majoritaire. Le modèle de ville ouverte correspond plutôt à des pays où le mode de vie rural est encore très répandu et constitue alors un niveau de bien-être de référence exogène (Wheaton, 1974).

	Variables exogènes	Variables endogènes
Ville fermée	Taille de la population N Revenu w Coûts de transport τ Rente agricole r_a	Niveau d'utilité \bar{V}^* Rente résidentielle $r^*(x)$ Nb de ménages en chaque point $\rho(x)$ Frontière de la ville \bar{x}
Ville ouverte	Niveau d'utilité \bar{V}^* Revenu w Coûts de transport τ Rente agricole r_a	Taille de la population N Rente résidentielle $r^*(x)$ Nb de ménages en chaque point $\rho(x)$ Frontière de la ville \bar{x}

TABLE 2.1 – Comparaison ville fermée - ville ouverte

Statique comparative du modèle de base

Les premières analyses de statique comparative sur le modèle de la ville monocentrique ont été effectuées par Wheaton (1974), rapidement suivi par Hartwick *et al.* (1976); Brueckner (1987); Fujita (1989). La statique comparative permet d'analyser l'effet de variations des paramètres exogènes du modèle sur les paramètres endogènes. Les résultats sont généralement assez intuitifs et permettent de comprendre les mécanismes en œuvre dans le modèle. Le tableau 2.2 présente les principaux résultats mis en avant par Brueckner (1987) dans le cas d'une ville fermée. Une augmentation de la population urbaine, variable exogène au modèle dans ce cas précis, provoque un étalement de la ville dans l'espace, une augmentation de la rente d'enchère des ménages ainsi que de la densité résidentielle. En revanche, l'espace résidentiel consommé par les ménages s'en retrouve réduit. Autre résultat intuitif du modèle, une augmentation du niveau de la rente agricole a un impact négatif sur la taille de la ville et sur l'espace résidentiel consommé par les ménages. En revanche, l'impact est positif sur la fonction d'enchère et sur la densité résidentielle. Enfin, toute chose étant égale par ailleurs, une diminution des coûts de transport et/ou une augmentation du revenu des ménages ont un effet positif sur la taille de la ville. L'effet sur les autres variables endogènes est plus ambigu. Brueckner montre qu'une augmentation du revenu - ou une baisse du coût de transport - tend à baisser l'enchère foncière et la densité résidentielle lorsqu'on est proche du centre, mais que l'effet s'inverse lorsque l'on considère des zones plus éloignées du CBD.

	Frontière de la ville	Rente d'enchère des ménages	Espace résidentiel	Densité résidentielle
Taille de la population	+	+	-	+
Rente agricole	-	+	-	+
Revenu des ménages	+	+/-	+/-	+/-
Coûts de transport	-	+/-	+/-	+/-

TABLE 2.2 – Principaux résultats de la statique comparative effectuée par Brueckner (1987) dans le cas d'une ville fermée

A partir des travaux de référence d'Alonso-Muth-Mills, les économistes ont développé, dès la fin des années soixante-dix, des modèles continus et statiques de l'étalement urbain en relâchant progressivement les nombreuses hypothèses du modèle de base telles que la monocentricité de la ville, l'homogénéité de l'espace ou encore l'uniformité des ménages. En effet, le modèle standard tel que nous l'avons décrit dans cette section ne permet pas d'expliquer à lui seul la complexité du processus d'étalement urbain, en particulier dans sa forme fragmentée.

Extensions du modèle standard de la ville monocentrique

La ville polycentrique Des modèles de villes polycentriques, impliquant l'existence de centres d'emploi secondaires, ont été développés pour relâcher l'hypothèse d'un point central unique concentrant l'ensemble des emplois de la ville. Dans la réalité, on observe en effet un phénomène de dispersion de l'emploi et l'émergence de centres dits secondaires justifiant de nouveaux questionnements tels que le déclin possible du CBD, l'influence relative de ces centres secondaires ou encore le rôle de la décentralisation et de la multipolarisation des activités économiques. Très rapidement, les économistes ont introduit la possibilité d'une ville non monocentrique - ou polycentrique (Papageorgiou & Casetti, 1971; Romanos, 1977; Ogawa & Fujita, 1980). Le polycentrisme des villes est expliqué dans la théorie comme le résultat des tensions qui s'exercent entre économies d'agglomération, qui poussent les entreprises à se regrouper en *clusters*, et forces de dispersion telles que l'augmentation des prix fonciers, compétition entre entreprises ou externalités liées à la congestion (Irwin & Bockstael, 2006). Dans leur étude empirique de l'aire urbaine de Los Angeles, Giuliano & Small (1991) définissent les centres secondaires par la quantité et la densité brute d'emplois au sein de diverses zones contiguës. De manière plus générale, on peut utiliser différentes formes fonctionnelles multicentriques pour estimer empiriquement les densités résidentielles, d'emplois ou les valeurs foncières (Baumont & Le Gallo, 2000).

Hétérogénéité du revenu Le modèle standard de la ville monocentrique suppose que chaque ménage étant identique, le niveau de revenu est le même pour l'ensemble de la population. On peut étendre le modèle à un cas où se côtoient différents groupes de revenus. De nombreux auteurs ont développé cette possibilité dans le but d'étudier les décisions de localisation des ménages de revenus différents (Hartwick *et al.*, 1976; Wheaton, 1977; Wu, 2006). Posons par exemple l'existence de deux groupes de ménages caractérisés par deux niveaux de revenus différents. En appliquant le modèle théorique standard pour chacun de ces groupes, on aboutit à deux fonctions d'enchère foncière distinctes dont on pourra comparer la distribution en fonction de la distance au CBD. A l'équilibre, l'espace résidentiel étant alloué au plus offrant, on peut alors étudier la localisation des ménages selon leur revenu et mettre ainsi en avant des phénomènes de ségrégation sociale dans l'espace observables dans la réalité.

Introduction d'externalités L'homogénéité de l'espace dans lequel se développe la ville est une hypothèse forte du modèle standard de la ville monocentrique. Les auteurs ont très vite intégré de l'hétérogénéité spatiale aux modèles urbains, en introduisant des externalités positives ou négatives. Les problèmes de congestion ont été traités par différentes approches : congestion liée à la densité de voisinage (Richardson, 1977), voisinage et ségrégation raciale (Yinger, 1976) ou encore congestion liée au transport (Solow & Vickrey, 1971; Wheaton, 1998). D'autres auteurs se sont également intéressés à la répartition des biens publics au sein de l'aire urbaine (Arnott, 1979; Brueckner, 1979; Yang & Fujita, 1983; Fujita, 1986; Palmquist, 1992). La présence d'externalités implique que la fonction d'enchère foncière des ménages n'est plus nécessairement strictement décroissante avec la distance au CBD. Ainsi, la non-monotonie de la rente peut expliquer l'apparition d'une forme fragmentée de développement résidentiel.

La prise en compte d'externalités positives ou négatives s'est par la suite généralisée à l'intégration d'aménités naturelles et agricoles, une extension fondamentale du mo-

dèle standard pour pouvoir appréhender la question du mitage. Brueckner *et al.* (1999) distinguent trois types d'aménités pouvant conférer à l'espace un caractère hétérogène. Les aménités naturelles correspondent aux caractéristiques topologiques de l'espace - par exemple une rivière, une colline ou un bord de mer. Les aménités historiques caractérisent quant à elles l'aspect esthétique et patrimonial de la ville - par exemple les monuments, l'architecture ou les espaces verts. A ces deux premières catégories d'aménités exogènes, s'oppose l'ensemble des aménités dites modernes, considérées comme endogènes. Il s'agit ici de prendre en compte la situation socio-économique du voisinage, caractérisée par la présence ou l'absence d'équipements publics, restaurants, théâtres, ou encore l'état de rénovation des aménités historiques qui sont autant de variables dépendantes du niveau de revenu moyen dans le voisinage. L'introduction d'une fonction de distribution représentant le niveau d'aménités en tout point de l'espace a été largement utilisé par les auteurs depuis les années 2000 (Wu & Babcock, 2001; Cho, 2001; Wu & Plantinga, 2003; Cavailhès *et al.*, 2003; Kovacs & Larson, 2007; Wu & Irwin, 2008).

2.1.2 Modélisation dynamique de la conversion des terres agricoles

Parallèlement à la modélisation statique de l'étalement urbain se sont développées des approches dynamiques du processus de conversion des terres agricoles. La modélisation dynamique implique une vision différente de la structure spatiale urbaine. Le développement urbain est un processus temporel, si bien que les prix fonciers et les densités de développement dépendent de la situation économique à un temps t donné. Une approche dynamique offre la possibilité d'étudier des phénomènes non observables dans un modèle statique tels que l'abandon, l'usure ou la succession de l'occupation du sol en un point. L'approche dynamique de l'économie urbaine a été initiée dès la fin des années soixante-dix (Anas, 1978; Arnott & Lewis, 1979; Arnott, 1980; Wheaton, 1982) à partir des travaux de référence de la Nouvelle Economie Urbaine d'Alonso-Muth-Mills et de la théorie des investissements appliquée au cas de la terre agricole (Shoup, 1970). Le modèle

de Capozza & Helsley (1989) fait figure de référence dans cette approche. Leur modèle s'appuie sur l'approche traditionnelle ricardienne selon laquelle le prix du sol à une date t est déterminé par la capitalisation de la rémunération attendue de son usage futur. Dans notre cas, la valeur de la terre est donc donnée par la somme des rémunérations agricoles attendues jusqu'à la date de conversion, additionnée de l'ensemble des rentes urbaines attendues après artificialisation, nette du coût de conversion. Mathématiquement, la valeur foncière actualisée nette d'une parcelle non artificialisée localisée en x à la date t peut s'écrire :

$$P_a(t, x) = \int_t^{t^*} r_a e^{-i(\tau-t)} d\tau + \int_{t^*}^{\infty} r(\tau, x) e^{-i(\tau-t)} d\tau - C e^{-i(t^*-t)}$$

où r_a correspond à la rente agricole constante et exogène, $r(\tau, x)$ est la rente issue de l'usage résidentiel à la date τ et à une distance x du CBD, C représente les coûts de conversion de la parcelle de l'usage agricole à l'usage résidentiel, i est le taux d'actualisation et enfin t^* est la date de conversion de la parcelle. Le choix de la date de conversion de la parcelle va être effectué par les propriétaires fonciers de manière à maximiser la valeur actualisée de la terre. Capozza et Helsley montrent que la condition de premier ordre nécessaire pour maximiser $P_a(t, x)$ par rapport à t^* peut s'écrire : $r(t^*, x) = r_a + iC$. Finalement, cela signifie qu'une parcelle est convertie lorsque ce qu'elle peut rapporter pour un usage résidentiel est égal au coût d'opportunité agricole additionné du coût de conversion. La figure 2.1a représente les composantes de la valeur foncière, mis en évidence par Capozza et Helsley : la rente agricole, le coût de conversion, la valeur attribuée à l'accessibilité au CBD et les rentes urbaines anticipées.

Capozza et Helsley ont rapidement étendu leur modèle en y introduisant de l'incertitude dans le choix du propriétaire foncier à artificialiser sa parcelle de terre (Capozza & Helsley, 1990). En effet, l'artificialisation des terres étant caractérisée par un certain degré d'irréversibilité, cela va affecter les choix des investisseurs. En introduisant un

mouvement brownien sur les revenus des ménages de leur modèle, Capozza & Helsley (1990) montrent que l'incertitude peut retarder la conversion d'une terre agricole en terre urbanisée, puisqu'elle introduit une valeur d'option dans la valeur foncière, tel que représenté dans la figure 2.1b. Capozza & Li (1994) montrent que lorsque l'incertitude s'applique à l'intensité de l'investissement, on observe une nouvelle composante dans la valeur foncière, liée au niveau d'investissement ("*intensity premium*"), ce qui retarde la date de conversion, mais augmente la rente urbaine au moment de cette conversion. L'incertitude liée aux investissements immobiliers, à leur durée et à l'aboutissement du projet provoquent des décalages dans la décision de conversion des sols et peut expliquer l'apparition de formes d'étalement urbain défragmentées (Bar-Ilan & Strange, 1996).

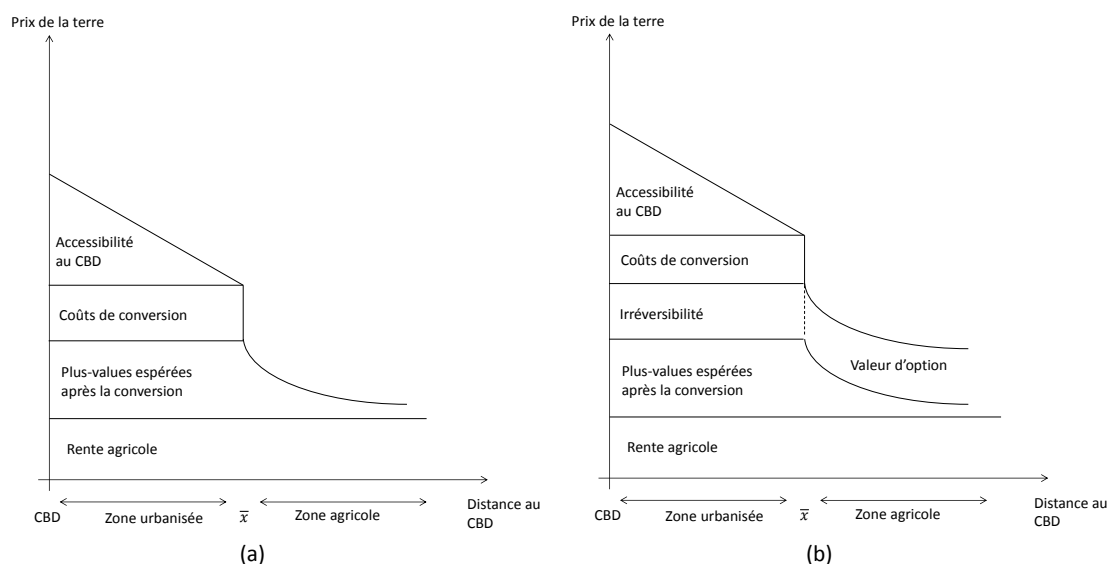


FIGURE 2.1 – Les composantes de la valeur foncière selon (a) Capozza & Helsley (1989) et (b) extension à l'incertitude (Capozza & Helsley, 1990).

Dans la suite de ce chapitre, nous proposons un modèle théorique de choix de localisation résidentielle des ménages dans lequel, contrairement aux modèles habituels, l'espace est caractérisé par une agriculture hétérogène. Cela implique deux innovations théoriques : d'une part, la rente agricole n'est plus considérée comme une limite exogène du développement de la ville puisque, l'agriculture variant dans l'espace, la distribution

de la rente agricole ne sera plus uniforme. D'autre part, en considérant que l'agriculture produit des externalités potentiellement valorisées par les ménages (e.g. paysage, cadre de vie), chaque point de l'espace sera caractérisé par un niveau d'aménités agricoles dépendant directement du type d'agriculture présent en ce point. La distribution des aménités est donc rendue endogène au modèle. La section suivante présente le modèle et ses mécanismes.

2.2 Construction d'un modèle statique de ville monocentrique dans un contexte agricole hétérogène

L'objectif de cette partie est de construire un modèle théorique qui met en évidence le rôle de l'agriculture dans les formes d'étalement des villes. La littérature économique traitant du rôle des aménités sur le développement urbain est abondante, mais peu de travaux introduisent les effets spatiaux d'aménités agricoles de manière explicite. A partir du modèle standard de la ville monocentrique, présenté dans la section précédente, Polinsky & Shavell (1976) ont relâché l'hypothèse d'un espace homogène et introduit une aménité environnementale caractérisée par sa distance au CBD. Ils montrent comment l'aménité peut influencer les formes urbaines spatiales. De manière similaire, pour expliquer que dans certaines villes, les ménages les plus pauvres vivent près du centre alors que les ménages les plus riches vivent plutôt en périphérie, Brueckner *et al.* (1999) étendent le modèle de la ville monocentrique pour y inclure des aménités caractérisées également par leur distance au CBD. Dans ces deux travaux, les aménités n'occupent pas physiquement l'espace, mais le caractérisent seulement. En revanche, Mills (1981), Nelson (1985) et Lee & Fujita (1997) analysent les effets de la formation de ceintures vertes ou "*greenbelts*" autour des villes. Dans l'ensemble de ces travaux, les aménités sont homogènes dans l'espace.

Parallèlement, l'introduction d'aménités spatialement hétérogènes a été avancée comme raison possible de la fragmentation de l'espace résidentiel. Ceci est dû au fait que la rente d'enchère foncière des ménages n'est pas obligatoirement monotone par rapport à la distance au CBD (Ogawa & Fujita, 1980; Yang & Fujita, 1983; Fujita & Kashiwadani, 1989). Plusieurs travaux récents proposent des modèles de ville à deux dimensions incluant des aménités environnementales qui montrent les effets de la localisation, la taille et la forme des *open space* sur l'équilibre spatial d'une ville monocentrique (Wu & Plantinga, 2003; Turner, 2005; Wu, 2006; Kovacs & Larson, 2007; Tajibaeva *et al.*, 2008; Newburn &

Berck, 2011). Ces travaux proposent une explication plus intuitive du phénomène de mitage que les études précédentes, mais conservent cependant l'hypothèse d'une rente agricole et d'aménités exogènes.

De manière générale, le modèle de la ville monocentrique considère que la rente agricole, uniforme et exogène, définit seulement la frontière urbaine. Ainsi, ces travaux ne peuvent pas étudier pleinement les interactions à l'œuvre entre ville et agriculture. Les caractéristiques des exploitations agricoles ne peuvent donc pas avoir d'effet sur la conversion des terres agricoles. Certains travaux étudient clairement les variations de la frontière urbaine en relation avec l'espace agricole présent aux environs de la ville (Muth, 1961; Walker, 2001; Cavailhès *et al.*, 2004). Ces études rassemblent des intuitions du modèle de la ville monocentrique et du modèle d'occupation du sol de Von Thünen. Elles ne sont pas exactement orientées vers la question de l'étalement urbain mais offrent un cadre analytique intéressant pour mieux comprendre les interactions entre ville et agriculture.

Bien que l'étalement urbain soit un phénomène dynamique et irréversible, il a été montré que le modèle monocentrique statique est valable empiriquement dans les villes actuelles (McGrath, 2005). Notre modèle se base sur les travaux de Wu & Plantinga (2003), Wu (2006) et Cavailhès *et al.* (2004). Contrairement à Wu & Plantinga (2003) et Wu (2006), nous considérons que les exploitants agricoles ont un comportement von thünénien. Au sein de la zone sous influence urbaine, les exploitations intensives sont localisées à proximité des villes, alors que les grandes exploitations, plus extensives, sont plus éloignées. Cela peut s'expliquer par la pression urbaine qui s'exerce sur le foncier agricole. Plus loin des villes, le foncier devient plus abordable et peut être substitué au capital. Cela peut avoir lieu à quelques kilomètres pour les petites villes, et jusqu'à vingt kilomètres pour les grandes métropoles. Par exemple, Cavailhès & Wavresky (2007) montrent que pour les aires urbaines françaises moyennes (entre 20000 et 50000 habitants), le prix du foncier agricole passe de 5500 €/ha à proximité du centre ville, à 4500

€/ha 5 kilomètres plus loin, et à 1500 €/ha 20 kilomètres plus loin. Ils observent également qu'à culture identique, les itinéraires techniques sont plus intensifs à proximité des villes et que cette intensité décroît avec la distance². Nous soulignons le rôle des aménités agricoles, en tant que co-production de l'activité agricole, dans le bien-être des ménages. Dans Cavailhès *et al.* (2004), les aménités sont proportionnelles à la quantité de terres agricoles, si bien que les exploitations produisent le même niveau d'aménités agricoles, indépendamment de leur intensité. Cette hypothèse ne nous semble pas cadrer avec la réalité. On observe bien souvent une certaine hétérogénéité spatiale des aménités agricoles, qui dépend de l'intensité des pratiques. La variabilité de l'agriculture peut être suffisamment forte pour influencer le développement résidentiel. En effet, plusieurs études empiriques montrent que l'introduction d'une politique publique visant à préserver des paysages traditionnels, ou à promouvoir la production d'externalités positives, peut induire du développement résidentiel dans les alentours (Roe *et al.*, 2004; Irwin & Bockstael, 2004; Towe, 2010; Geniaux & Napoléone, 2011). Ainsi, contrairement à Cavailhès *et al.* (2004), nous faisons l'hypothèse que le niveau d'aménités est défini en chaque point de l'espace selon le niveau d'intensité de l'activité agricole. Au sein de la zone agricole sous influence urbaine, les exploitations intensives produisent moins d'aménités valorisées par les ménages que les exploitations extensives. Cette extension du modèle monocentrique nous permet d'expliquer l'apparition du mitage autour d'une ville de manière endogène. En produisant un certain niveau d'aménités environnementales, les exploitants plus extensifs encouragent d'une certaine manière les ménages à se localiser plus loin de la ville, malgré les coûts supplémentaires en déplacements.

Cette section présente le modèle et son équilibre spatial, et illustre les résultats à l'aide de simulations numériques.

2. L'intensité des itinéraires techniques est mesurée à travers la marge brute standard (MBS) par hectare, les unités de travail annuel par hectare et la puissance motorisée par hectare.

2.2.1 Structure de la ville

Pour étudier les formes d'étalement urbain en présence d'une agriculture variant dans l'espace, nous développons un modèle monocentrique statique de ville ouverte. L'espace est représenté dans une dimension $X = (-\infty, +\infty)$ avec un CBD à son origine. Nous supposons que l'ensemble de l'emploi non-agricole est concentré au niveau du CBD. Deux catégories d'agents économiques sont en compétition pour l'utilisation du foncier : N ménages identiques travaillant au CBD, pour un usage résidentiel, et N_a agriculteurs identiques, pour un usage agricole. Nous supposons enfin que les parcelles appartiennent à des propriétaires fonciers absents du modèle.

La rente d'enchère foncière agricole

Pour produire Y , les agriculteurs utilisent deux catégories d'inputs : du foncier (L) et des inputs non fonciers (K). Les inputs non fonciers représentent l'ensemble des inputs agricoles tels que de l'équipement technique, de la machinerie, des semences, des engrais et autres types d'intrants susceptibles d'être utilisés dans différents types d'activité agricole. La fonction de production est donnée par $Y = F(K, L)$. Cette fonction est croissante et concave par rapport à K et L et est caractérisée par des rendements d'échelle constants, ce qui nous permet d'écrire que $y = Y/L = f(k)$, où y désigne la production agricole par unité de surface (nous utiliserons l'hectare) et k représente la quantité d'inputs non fonciers par hectare³. Nous supposons que $f(0) = 0$, $f'(k) > 0$ et $f''(k) < 0$. Chaque exploitation agricole vend sa production au sein d'un marché local établi au niveau du CBD, tel que décrit par l'approche de Von Thünen. Nous supposons que les coûts de transports sont proportionnels à la distance au CBD x et que t représente le coût par unité de distance. La production agricole, les parcelles de terre et les inputs non fonciers sont échangés sans restriction à des prix déterminés par la compétition du marché, p , r_a et p_k respectivement.

3. Cette spécification s'inspire de Beckmann (1972)

La fonction de profit de l'agriculteur est donnée par :

$$\pi(k, x) = (p - tx) f(k) - p_k k - r_a \quad (2.1)$$

Maximiser le profit par rapport à k implique que $(p - tx) f'(k) = p_k$. Si $f(k)$ est une fonction de type Cobb-Douglas alors $f(k) = Ak^\alpha$ avec $0 < \alpha < 1$, on en déduit :

$$k^* = \left[\alpha \frac{A(p - tx)}{p_k} \right]^{\frac{1}{1-\alpha}} \quad (2.2)$$

et

$$y^* = A \left[\alpha \frac{A(p - tx)}{p_k} \right]^{\frac{\alpha}{1-\alpha}} \quad (2.3)$$

(2.2) montre que l'utilisation d'inputs non-fonciers k est continue dans l'espace et diminue au fur et à mesure que la distance à la ville augmente. Les activités agricoles sont influencées par la distance qui les sépare de la ville. Près des villes, les exploitations agricoles ont tendance à être plus intensives, caractérisées par un niveau d'utilisation d'inputs par hectare plus élevé. Plus loin des villes, l'agriculture devient plus extensive, à mesure que le niveau d'utilisation d'inputs non-fonciers diminue. Ce niveau atteint zéro à la distance p/t . Par conséquent, le niveau de production agricole (2.3) est une fonction décroissante de la distance au centre-ville et s'annule en p/t .

Puisque la fonction de production $f(\cdot)$ est caractérisée par des rendements d'échelle constants, à l'équilibre, l'ensemble des exploitants a un profit par hectare nul en tout point x , d'où :

$$r_a^*(x) = A(1 - \alpha) \left(\frac{\alpha A}{p_k} \right)^{\frac{\alpha}{1-\alpha}} (p - tx)^{\frac{1}{1-\alpha}} \quad (2.4)$$

Notons que $r_a(x)$ est une fonction continue, décroissante de la distance au centre-ville et s'annule au-delà de p/t . Dans son modèle, Beckmann (1972) montre que dans le cas où différents types d'agriculture sont présents dans l'espace étudié, on observerait de la même manière un gradient de rentes d'enchère continu et décroissant.

L'obtention de gradients décroissants pour l'intensité agricole et la rente d'enchère foncière, par ailleurs cohérents avec les observations empiriques (Katzman, 1974; Heimlich & Barnard, 1992; Cavailhès & Wavresky, 2007), est exclusivement due à notre hypothèse de comportement Von Thünénien de la part des agriculteurs dans notre modèle.

Des études empiriques aux Etats-Unis et en Europe montrent la validité du comportement Von Thünénien autour de nos villes contemporaines (Plantinga *et al.*, 2002; Cavailhès & Wavresky, 2003; Livanis *et al.*, 2006; Wu & Lin, 2010). On peut expliquer cela par le fait que beaucoup d'infrastructures de stockage et de transport agro-alimentaire sont localisées aux abords des villes, mais aussi par le fait que de nombreux agriculteurs localisés en zone d'influence urbaine mettent en oeuvre des stratégies de commercialisation directe de leurs produits (Cavailhès *et al.*, 2004). Cependant, il est vrai que dans les villes modernes, cette observation s'explique également par la pression foncière qu'une aire urbaine exerce sur le prix des terres agricoles (Capozza & Helsley, 1989), incitant les agriculteurs à substituer leur input foncier par des inputs non fonciers (fertilisants, pesticides, mécanisation...). Ce processus clairement dynamique ne peut pas être pris en compte dans un modèle statique tel que le nôtre. Cependant, les observations faites dans notre approche statique sont en parfaite cohérence avec les observations liées à un modèle dynamique.

La rente d'enchère agricole est égale à zéro en p/t . Cependant, ce que nous appellerons l'espace agricole sous influence urbaine s'arrête à partir de la distance $\underline{x} < p/t$, au-delà de laquelle l'agriculture devient indépendante de toute influence urbaine et peut être considérée comme une agriculture d'exportation, caractérisée par une rente foncière constante \underline{r}_a . Ce type d'agriculture ne sera abordé ici qu'à travers son rôle de frontière de l'agriculture périurbaine. La distance \underline{x} est atteinte lorsque $r_a(\underline{x}) = \underline{r}_a$:

$$\underline{x} = \frac{p - \tilde{r}_a^{1-\alpha} A (1 - \alpha)^{\alpha-1} \left(\frac{\alpha}{pk}\right)^{-\alpha}}{t} \quad (2.5)$$

Au delà de \underline{x} , l'agriculture est donc homogène, caractérisée par une intensité constante \underline{k} .

Production d'externalités agricoles

Pour préserver la terre en tant que ressource indispensable pour leur activité, les exploitants agricoles sont amenés à utiliser des méthodes de gestion des sols variées, telles que le maintien de haies et de chemins, le drainage, la limitation de l'érosion et les rotations culturales. Ces pratiques participent à la production de biens et services environnementaux. Ces externalités positives peuvent être considérées comme des aménités agricoles, susceptibles d'être fortement valorisées par des résidents non agricoles (Van Huylenbroeck, 1999). Puisque jusqu'ici, nous considérons que l'agriculture varie dans l'espace, nous pouvons en déduire que la distribution spatiale des externalités agricoles n'est pas un phénomène exogène.

Sans perte de généralités, nous considérerons que les aménités agricoles résultent d'un solde net d'externalités agricoles positives (qualité paysagère, biodiversité) et d'externalités négatives (pollution, nuisances diverses). Les systèmes d'exploitations agricoles extensifs sont susceptibles de produire un haut niveau d'aménités agricoles, de par le fait que leurs itinéraires techniques favorisent la co-production d'externalités positives et que la moindre utilisation d'inputs non fonciers diminue le flux d'externalités négatives. En effet, Hodge (2008) explique que les préférences des ménages s'orientent vers des paysages générés par des systèmes agricoles traditionnels et moins intensifs, plutôt que des systèmes modernes, plus intensifs.

A l'inverse, le lien significatif entre systèmes agricoles intensifs et production d'externalités négatives a été montré dans la littérature empirique (Abler, 2001, 2004). Par conséquent, dans notre économie spatialisée, nous faisons l'hypothèse que les exploitations localisées à proximité de la ville produisent un flux net d'externalités plus faible parce qu'elles utilisent une quantité d'inputs par hectare plus importante. En s'éloignant

progressivement de la ville, l'agriculture devient plus extensive et la co-production d'externalités agricoles augmente (voir figure 2.2).

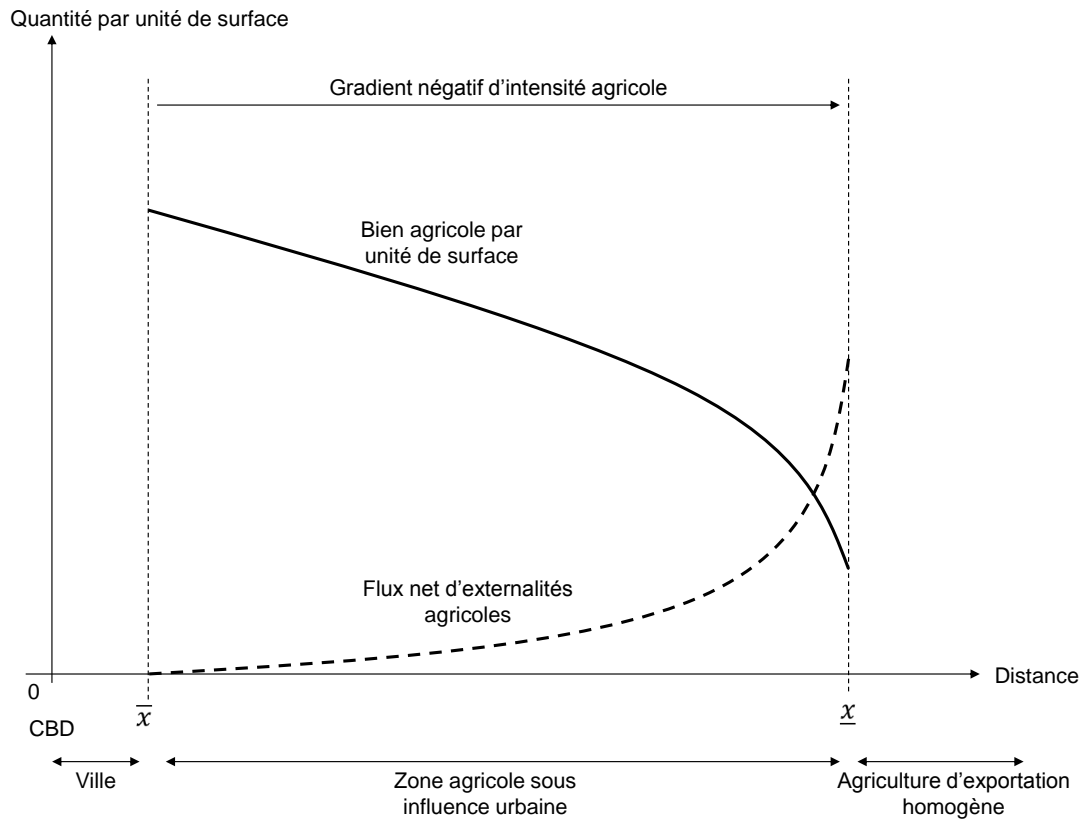


FIGURE 2.2 – Jointure entre la production agricole et les externalités dans un espace sous influence urbaine

En tant que co-produit des activités agricoles, la production d'externalités dépend du niveau d'utilisation d'inputs par hectare k . Notons cependant que, dans notre modèle, les exploitants agricoles ne sont pas influencés par le niveau d'externalités qu'ils produisent lors de leurs choix de production, puisqu'ils ne sont pas rémunérés pour ces aménités.

Nous proposons la spécification mathématique suivante :

$$e(x) = \frac{\delta}{k(x)} \quad (2.6)$$

où δ est une constante positive qui peut être interprétée comme la capacité d'un type d'agriculture donné à fournir des externalités, ou en d'autres termes, le degré de jointure entre la production d'externalités et l'activité agricole. Cela nous permet de considérer par exemple que certaines activités agricoles, telles que la monoculture ou l'élevage hors sol, ont une faible capacité à produire des externalités valorisées par les ménages, quel que soit leur niveau d'intensité (Palmquist *et al.*, 1997). En revanche, la viticulture, l'élevage extensif ou les cultures fruitières sont susceptibles de produire des externalités mieux valorisées, et auraient alors un δ plus élevé (Le Goffe, 2000; Irwin, 2002).

Localisation résidentielle des ménages

Les ménages effectuent leur choix de localisation résidentielle en arbitrant entre l'accessibilité au CBD, la consommation d'espace résidentiel et le niveau d'aménités dont ils peuvent bénéficier. Chaque ménage choisit une combinaison d'espace résidentiel q_h , de localisation x et d'un numéraire de biens non liés au logement s pour maximiser leur niveau d'utilité $U(s, q_h, a(x))$, sujet à une contrainte budgétaire :

$$\max_{q_h, s, x} U[s, q_h, a(x)] \quad \text{s.t. } w = r(x)q_h + s + \tau x \quad (2.7)$$

où w est le revenu des ménages et τ représente le coût du déplacement domicile-travail par kilomètre. $r(x)$ est la rente d'enchère résidentielle en x . Nous utilisons une fonction d'utilité de type Cobb-Douglas : $U[s, q_h] = q_h^\beta s^{1-\beta} a(x)^\gamma$ (avec $\beta \in [0, 1]$ et $\gamma > 0$). Le niveau d'aménités fournies en x est donné par $a(x) = a_u(x) + a_p(x)$, où $a_u(x)$ représente les aménités urbaines distribuées uniformément dans la ville et égales à un pour simplification ; et $a_p(x)$ correspond à la fonction de production des aménités agricoles, dont la distribution en dehors de la ville est endogène au modèle. Les aménités périurbaines sont considérées comme des aménités agricoles exclusivement. Elles sont diminuées par l'installation de ménages périurbains, tel que décrit dans la section suivante. Nous fai-

sons l'hypothèse de l'absence d'effets d'entraînement - ou *spillover effects* -, c'est-à-dire que les aménités sont consommées par les ménages en leur lieu de résidence seulement. Cette hypothèse est cohérente avec des éléments empiriques qui montrent que les effets des aménités n'excèdent pas quelques centaines de mètres (Irwin & Bockstael, 2004; Cavailhès *et al.*, 2009).

Les conditions de premier ordre du programme de maximisation des ménages définissent le choix optimal de consommation d'espace résidentiel et des autres biens non liés au logement en toute localisation :

$$s^* = (1 - \beta)(w - \tau x) \quad (2.8)$$

$$q_h^* = \frac{\beta(w - \tau x)}{r(x)} \quad (2.9)$$

(2.8) montre que les dépenses pour les biens composites diminuent avec la distance au CBD (x). Pour chaque unité de distance au CBD supplémentaire, les dépenses en biens composites diminuent de $(1 - \beta)\tau$. Nous pouvons alors en déduire les fonctions d'enchère des ménages :

$$r^*(x) = \left[\frac{\beta^\beta (1 - \beta)^{1-\beta} (w - \tau x)}{\bar{V}} \right]^{\frac{1}{\beta}} a(x)^{\frac{\gamma}{\beta}} \quad (2.10)$$

La fonction d'enchère (2.10) correspond au maximum de ce que les ménages sont prêt à payer pour résider en x . A l'équilibre, les ménages sont indifférents à leur localisation puisque leur niveau d'utilité à l'équilibre \bar{V} est exogène et identique en tout point de l'espace. Rappelons qu'à l'intérieur de la ville, nous avons $a(x) = a_u(x) = 1$ et qu'en dehors $a(x) = a_p(x)$. Nous pouvons distinguer deux types de ménages : les ménages urbains et les ménages périurbains. Les ménages urbains vivent dans la ville, bénéficient d'une bonne accessibilité au CBD et jouissent des aménités urbaines seulement. Les ménages

périurbains résident en dehors de la ville et ont par conséquent des coûts de déplacement domicile-travail plus élevés ; ils jouissent en revanche de la présence d'aménités agricoles. Les fonctions d'enchères peuvent être écrites comme suit :

$$r_u^*(x) = \left[\frac{\beta^\beta (1 - \beta)^{1-\beta} (w - \tau x)}{\bar{V}} \right]^{\frac{1}{\beta}} \quad (2.11)$$

$$r_p^*(x) = \left[\frac{\beta^\beta (1 - \beta)^{1-\beta} (w - \tau x)}{\bar{V}} \right]^{\frac{1}{\beta}} a_p(x)^{\frac{\gamma}{\beta}} \quad (2.12)$$

où $r_u^*(x)$ et $r_p^*(x)$ représentent respectivement les fonctions d'enchère urbaine et périurbaine. (2.11) et (2.12) laissent clairement apparaître la différence entre les ménages urbains et périurbains. La fonction d'enchère urbaine est strictement décroissante par rapport à la distance au CBD, ce qui compense les ménages pour les coûts de déplacement. Lorsque la distribution des aménités varie dans l'espace, l'évolution de la rente est plus complexe. Les ménages périurbains n'accepteront pas de vivre en milieu périurbain si le niveau d'aménité y est plus faible qu'en ville, c'est à dire $a(x) < 1$; ils doivent par ailleurs être compensés pour la perte des aménités urbaines et le niveau plus élevés des coûts de déplacement domicile-travail. Dans ce cas, l'agriculture doit alors produire un niveau d'aménités suffisamment élevé pour attirer les ménages.

Valorisation des aménités agricoles

Les aménités agricoles sont valorisées par les ménages périurbains, lors de leur choix de localisation résidentielle. Le niveau des aménités agricoles a un impact sur cet arbitrage dans le sens où les ménages périurbains sont prêts à payer plus cher pour vivre dans un milieu pourvu d'un niveau suffisamment élevé d'aménités. Cependant, la conversion des terres agricoles à l'usage résidentiel engendre la destruction des aménités agricoles. L'artificialisation des terres atteint donc sa limite dans la détérioration de paysages valorisés et de l'environnement agricole, ce qui justifie l'introduction d'une externalité

négative de congestion entre les ménages périurbains eux-mêmes (Irwin & Bockstael, 2002; Roe *et al.*, 2004). Ceci est pris en compte dans le modèle en utilisant le fait qu'en tout point, la terre disponible est égale à une unité de surface. Puisque l'on est dans une situation d'usage mixte du sol, partagé entre ménages et agriculteurs, on peut écrire :

$$\rho_p(x)q_h(x) + \rho_a(x)L(x) = 1 \quad (2.13)$$

où $\rho_p(x)$ et $\rho_a(x)$ sont respectivement le nombre de ménages périurbains et le nombre d'agriculteurs au point x , et $q_h(x)$ et $L(x)$ représentent leur consommation foncière. Définissons $\Theta(x)$ comme la fraction de terre dédiée à l'usage agricole :

$$\Theta(x) = \rho_a(x)L(x) = 1 - \rho_p(x)q_h(x) \quad (2.14)$$

La distribution spatiale des aménités agricoles est endogène au modèle, puisqu'elle dépend directement du flux net d'externalités agricoles en tout point. La distribution des aménités hors de la ville $a_p(x)$ est donnée par (2.15) :

$$a_p(x) = e(x)\Theta(x) = \delta \frac{\Theta(x)}{k(x)} \quad (2.15)$$

où le flux net d'externalités agricoles $e(x)$ est donné par (2.6). Au fur et à mesure que l'on s'éloigne du CBD, le niveau d'aménités augmente, tandis que l'agriculture devient plus extensive (i.e. k plus faible). En l'absence de régulation, les ménages peuvent surenchériser les agriculteurs, impliquant la destruction des aménités à mesure que de nouveaux ménages viennent s'installer, ainsi que le décrit la tragédie des communs de Hardin. L'introduction de $\Theta(x)$ dans $a_p(x)$ nous permet de prendre en compte l'externalité négative entre ménages périurbains qui constitue un frein à ce processus. Lorsque $\Theta(x)$ augmente, c'est-à-dire que la part agricole augmente, le niveau d'aménités augmente également. A l'inverse, lorsque c'est la part résidentielle qui devient plus importante, $\Theta(x)$ diminue

et le niveau d'aménités décroît. Le niveau d'équilibre de $\Theta^*(x)$ dans $a_p^*(x)$ est explicité dans la section suivante et donné par (2.20) et (2.26).

Notons qu'au-delà de \underline{x} , distance à partir de laquelle l'agriculture n'est plus sous influence de la ville, l'intensité agricole devient constante, le niveau d'aménité correspondant est donc le même en tout point. Cet espace peut être décrit comme une zone agricole compétitive, peu soumise à la pression résidentielle et assez rentable par ailleurs pour être maintenue à l'usage agricole (OECD, 2009).

2.2.2 Equilibre spatial

Les fonctions de comportement des agriculteurs et des ménages étant explicitées, nous pouvons maintenant présenter les conditions d'existence de la ville et les caractéristiques de l'espace à usage mixte à l'équilibre. L'usage foncier est défini par la compétition entre ménages et agriculteurs.

Conditions d'existence de la ville

La ville est définie par la zone au sein de laquelle vivent les ménages urbains. Soit \bar{x} la limite de la ville. Chaque parcelle de terre étant attribuée à l'agent dont l'enchère est la plus élevée, la ville peut être représentée par l'ensemble C :

$$C = \{x < \bar{x} \mid r_u^*(x) > r_a^*(x)\} \quad (2.16)$$

La localisation de la frontière urbaine \bar{x} est donnée par :

$$r_u^*(\bar{x}) = r_a^*(\bar{x}) \quad (2.17)$$

Condition 1 \bar{x} existe si les rentes d'enchère des ménages et des agriculteurs se croisent au moins une fois dans l'intervalle $[0, \underline{x}]$. Pour que cette configuration soit possible, les

paramètres du modèle doivent obéir aux conditions suivantes :

$$w > \Omega p^{\frac{\beta}{1-\alpha}} \text{ and } \frac{w}{\tau} < \underline{x} \quad (2.18)$$

où Ω est une constante positive. Les calculs sont détaillés dans l'annexe A.1. Ces conditions s'interprètent comme suit : le revenu des ménages doit être suffisamment élevé, par rapport aux prix des produits agricoles, et l'arbitrage entre usage résidentiel et agricole ne peut être fait que dans l'intervalle $[0, \underline{x}]$.

Caractéristiques de la zone périurbaine

Nous définissons ici les caractéristiques de la zone périurbaine, au sein de laquelle l'usage foncier est partagé entre agriculteurs et ménages, ce qui implique qu'ils aient la même enchère. Soit P une telle zone, elle est définie par :

$$P = \left\{ x \in [\bar{x}, \underline{x}] \mid r_p^*(x) = r_a^*(x) \right\} \quad (2.19)$$

Dès qu'un ménage périurbain s'installe dans la zone périurbaine, on a $\Theta(x) < 1$ ce qui entraîne une baisse du niveau d'aménités (2.15). Si la zone périurbaine était complètement artificialisée, on aurait alors $\rho_p(x)q_h(x) = 1$ et $\Theta(x) = 0$, c'est-à-dire pas d'aménités et donc $r_p^*(x) = 0$ (2.12). Ceci illustre le fait que, si le niveau d'aménités est trop faible, en particulier parce que trop de ménages périurbains se sont installés, leur utilité d'équilibre n'est pas atteinte et ils sont par conséquent amenés à migrer hors de la ville. L'urbanisation totale de la zone périurbaine est donc une configuration impossible dans notre modèle. Un usage mixte du sol dans la zone périurbaine implique que $\Theta(x) \in]0, 1[$, reflétant un certain degré de fragmentation de l'espace, valable dans le cas d'extension urbaine comme du mitage.

Pour rappel, $r_p^*(x) = r_u^*(x)a_p(x)^{\frac{\gamma}{\beta}}$. En utilisant (2.19), on peut définir la distribution

des aménités à l'équilibre à l'intérieur de la zone d'usage mixte du sol :

$$a_p^*(x) = \left(\frac{r_a^*(x)}{r_u^*(x)} \right)^{\frac{\beta}{\gamma}} \quad (2.20)$$

Nous déduisons le nombre optimal des ménages périurbains en tout point de la zone périurbaine, à partir des équations (2.14), (2.15) and (2.20) :

$$\rho_p^*(x) = \frac{1}{d_h^*(x)} \left[1 - \frac{k^*(x)}{\delta} \left(\frac{r_a^*(x)}{r_u^*(x)} \right)^{\frac{\beta}{\gamma}} \right] \quad (2.21)$$

Conditions d'existence de la zone périurbaine

Déterminons maintenant les conditions d'apparition d'une zone périurbaine P.

Condition 2 *Une zone périurbaine, ou zone d'usage mixte du sol, P existe si, toute chose étant égale par ailleurs, la capacité d'une agriculture donnée à fournir des aménités est supérieure à un seuil minimal δ_{\min} , donné par :*

$$\delta_{\min} = \arg \min_x k(x) \left(\frac{r_a(x)}{r_u(x)} \right)^{\gamma/\beta} \quad (2.22)$$

δ_{\min} nous assure que l'activité agricole génère suffisamment d'aménités pour compenser les coûts de transports supplémentaires des ménages désireux de s'installer. L'annexe A.2 détaille l'obtention de δ_{\min} .

Conditions pour l'extension urbaine ou le mitage

Selon la localisation de la zone périurbaine, il est possible d'observer différentes formes d'étalement. Le mitage apparaît si et seulement si P n'est pas simplement connecté à C. En d'autres termes, le mitage apparaît de manière disjointe à la zone déjà urbanisée. A l'inverse, lorsque P est connecté à C, on parlera d'extension urbaine, c'est-à-dire que la zone périurbaine est localisée à la suite de la zone urbaine.

Condition 3 *La capacité d'une agriculture donnée à fournir des aménités détermine la localisation de la zone périurbaine, toute chose égale par ailleurs :*

- Si $\delta \geq \delta_{\max}$, la zone périurbaine est localisée à la suite de la zone urbaine (P est connecté à C), c'est ce que nous définissons comme de l'extension urbaine.
 - Si $\delta < \delta_{\max}$, une zone exclusivement agricole sépare la zone périurbaine de la zone urbaine (P est déconnecté de C), c'est ce que nous définissons comme du mitage.
- où δ_{\max} est donné par :

$$\delta_{\max} = \left[\alpha \frac{A(p - t\bar{x})}{p_k} \right]^{\frac{1}{1-\alpha}} \quad (2.23)$$

Le calcul de δ_{\max} est détaillé dans l'annexe A.3. Mathématiquement parlant, en présence de mitage, on a $x_1 < x_2 < \underline{x}$, tel que :

- pour tout $x \in [\bar{x}, x_1] \cup [x_2, \underline{x}]$, on a $r_a^*(x) > r_p^*(x)$, c'est-à-dire un usage du sol exclusivement agricole.
- pour tout $x \in [x_1, x_2]$, on a $r_p^*(x) = r_a^*(x)$, c'est-à-dire un usage mixte du sol, avec la présence simultanée d'agriculteurs et de ménages.

(x_1, x_2) sont déterminés de manière endogène, par $r_a^*(x)$ et $r_p^*(x)$ tels que spécifiés dans (2.4) et (2.12) respectivement et le niveau d'aménités valorisé par les ménages périurbains étant donné par $a_p(x) = \frac{\delta}{k(x)}$ (d'après(2.15) avec $\Theta(x) = 1$, puisque tout l'espace est agricole à l'origine).

Dans le cas de l'extension urbaine, la première frontière de la zone périurbaine coïncide avec celle de la ville ($x_1 = \bar{x}$). Les caractéristiques de la zone périurbaine en termes de fraction de terres agricoles, détaillées dans la section suivante, sont similaires pour les deux cas de figure (extension urbaine et mitage). La seule différence entre ces deux configurations est la localisation même de la zone périurbaine.

Définition de l'équilibre spatial

Résumons l'équilibre spatial de notre aire urbaine. La terre étant allouée à l'agent qui enchérit le plus, l'équilibre spatial est atteint lorsque les conditions suivantes sont respectées :

1. L'équilibre spatial est donné par la rente foncière qui prévaut en x :

$$r^*(x) = \max \{ r_u^*(x), r_p^*(x), r_a^*(x) \} \quad (2.24)$$

où $r_u^*(x)$ est donné par (2.11), $r_p^*(x)$ est donné par (2.12) et $r_a^*(x)$ est donné par (2.4).

2. A l'équilibre, les différentes zones sont délimitées par la frontière de la ville \bar{x} donnée par (2.17), les bornes de la zone périurbaine (x_1, x_2) déterminées par les positions relatives de $r_a^*(x)$ et $r_p^*(x)$, et la limite de la zone agricole sous influence urbaine \underline{x} , donnée par (2.5).

3. La zone urbaine (resp. périurbaine) doit pouvoir fournir suffisamment d'espace résidentiel pour tous les ménages urbains (resp. périurbains), désireux de s'installer dans (resp. en dehors de) la ville. Le nombre de ménages urbains et périurbains est déterminé de manière endogène au modèle :

$$\int_0^{\bar{x}} \rho_u^*(x) 2\pi x dx = N_u \quad ; \quad \int_{x_1}^{x_2} \rho_p^*(x) 2\pi x dx = N_p \quad (2.25)$$

où $\rho^*(x) = 1/q_h(x)$ est le nombre de ménages localisés en x , respectivement pour les ménages urbains ($\rho_u(x)$) et pour les périurbains ($\rho_p(x)$). Dans le cas où on s'intéresse à la distribution de la densité résidentielle au sein de l'aire urbaine, on introduit généralement la hauteur des habitations en tout point de l'espace. Cependant, l'introduction de cette nouvelle variable demanderait d'ajouter des *developers* (promoteurs), en tant que troisième agent économique dans le modèle. Puisqu'on ne s'intéresse pas ici à la densité

urbaine, nous gardons notre modèle sans *developers*, sans perte de généralités.

La fraction de terres agricoles au sein de la zone périurbaine est donnée par ⁴ :

$$\Theta^*(x) = 1 - \rho_p^*(x)q_h^*(x) = \frac{k^*(x)}{\delta} \left(\frac{r_a^*(x)}{r_u^*(x)} \right)^{\frac{\beta}{\gamma}} \quad (2.26)$$

4. A l'équilibre, le niveau d'aménités $a^*(x)$ est donné par :

$$a^*(x) = \begin{cases} 1 & \text{if } x \in [0, \bar{x}] \\ \left(\frac{r_a^*(x)}{r_u^*(x)} \right)^{\frac{\beta}{\gamma}} & \text{if } x \in [x_1, x_2] \\ \frac{\delta}{k^*(x)} & \text{otherwise} \end{cases} \quad (2.27)$$

4. L'hypothèse de rendements d'échelle constants ne nous permet pas de déterminer la demande foncière agricole. Nous ne pouvons donc pas calculer $\rho_a^*(x)$ et $L^*(x)$ séparément. Cependant, nous avons la fraction de terres agricoles $\Theta^*(x) = \rho_a^*(x)L^*(x)$.

2.3 Formes d'étalement urbain

2.3.1 Statique comparative

	$r_u^*(x)$	$r_p(x)$	$r_a^*(x)$	$k^*(x)$	\bar{x}	x_1	x_2	$e^*(x)$	$\Theta^*(x)$	N_u^*	N_p^*
w	+	+	0	0	+	-	+	0	-	+	+/-
τ	-	-	0	0	-	+	-	0	+	-	+/-
\bar{V}	-	-	0	0	-	+	-	0	+	-	-
γ	0	+	0	0	0	-	+	0	-	0	+
p	0	-	+	+	-	+	-	-	+	-	+/-
p_k	0	+	-	-	+	-	+	+	-	+	+/-
t	0	+	-	-	+	-	+	+	-	+	+/-
δ	0	+	0	0	0	-	+	+	-	0	+

TABLE 2.3 – Statique comparative

On peut montrer analytiquement les mécanismes intrinsèques du modèle, à l'aide de la statique comparative. Notre analyse est cohérente avec les résultats de la littérature autour des modèles monocentriques sans aménités (Wheaton, 1974; Brueckner, 1987). L'introduction d'aménités agricoles améliore le modèle en reliant le comportement des ménages et l'organisation spatiale de l'agriculture. Le tableau 2.3 résume les interactions entre les variables et paramètres principaux. Pour effectuer la statique comparative du modèle, la méthode de Cramer a été appliquée aux équations d'équilibre du modèle. L'annexe B en explique le raisonnement.

Une augmentation des revenus et/ou une baisse des coûts de transports conduisent à l'augmentation de la rente d'enchère des ménages, à la fois en zone urbaine et périurbaine, ayant pour conséquence une ville plus grande mais également une zone périurbaine plus importante. Le nombre total de ménages installés dans la ville et ses environs est donc amené à augmenter. Parallèlement, la fraction de terres agricoles au sein de la zone périurbaine (Θ^*) vient à diminuer. Le niveau d'utilité à l'équilibre a un impact négatif sur la rente d'enchère des ménages, ce qui conduit à un impact négatif sur la frontière urbaine et sur la taille de la zone périurbaine. Ainsi, une augmentation de l'utilité d'équilibre a pour effet de contracter la ville. Si le niveau d'utilité d'équilibre est trop élevé, les

ménages peuvent quitter la ville sans coût de migration, pour bénéficier de ce niveau d'utilité ailleurs. La population est donc amenée à diminuer. Enfin, le poids des aménités dans les préférences des ménages (γ) a, de manière intuitive, un impact positif sur la rente d'enchère périurbaine, sur la taille de la zone périurbaine ($x_2 - x_1$) et sur le nombre de ménages périurbains. Inversement, une augmentation de γ a un impact négatif sur la fraction de terres agricoles au sein de la zone périurbaine Θ^* .

L'impact d'une variation des prix agricoles sur la rente d'enchère des agriculteurs est similaire à celui d'une variation des revenus pour les ménages. Lorsque p augmente, les agriculteurs voient leur rente d'enchère augmenter. Des prix agricoles plus élevés induisent une meilleure valorisation de la production agricole et donc, à un processus d'intensification des exploitations. Parallèlement, le flux net d'externalités agricoles décroît, ce qui diminue le niveau d'aménités et donc la rente d'enchère périurbaine. Cette combinaison entre l'augmentation de la rente agricole, et la baisse de la rente périurbaine, affecte négativement la taille de la zone périurbaine, mais aussi la taille de la ville. Ainsi, une augmentation des prix agricoles induit une ville plus petite et moins de développement périurbain, c'est-à-dire une diminution de la population totale. A l'inverse, une augmentation des prix des inputs agricoles (hors foncier) a un impact négatif sur la rente des agriculteurs, mais un effet positif sur la rente périurbaine. Si leur prix augmente, un agriculteur sera amené à diminuer le niveau d'utilisation de ses inputs non fonciers, extensifiant ainsi son exploitation, et fournissant alors un meilleur niveau d'aménités. La rente d'enchère urbaine reste inchangée. Par conséquent, une augmentation de p_k conduit à une ville plus grande, et une zone périurbaine plus développée.

Une augmentation de la capacité de l'agriculture à fournir des aménités (δ) n'affecte pas ni l'intensité agricole, ni les rentes d'enchère urbaine et agricole. Cependant, elle a un impact positif sur le niveau d'aménités engendré par l'activité agricole. Ainsi, un δ plus élevé accroît la rente d'enchère périurbaine, la taille de la zone périurbaine et le nombre de ménages installés dans cette zone. Par conséquent, les formes de développement sont

fortement dépendantes du degré de jointure entre production agricole et co-production d'aménités.

2.3.2 Simulations numériques du modèle

Pour mieux visualiser les positions relatives de différentes fonctions d'enchère, nous procédons à des simulations numériques de notre ville-modèle en utilisant des données observées. La plupart des données proviennent de la base de données de l'INSEE (Institut National de la Statistique et des Etudes Economiques)⁵ et du RICA (Réseau d'Information Comptable Agricole)⁶. D'après les données de l'INSEE, entre 2000 et 2010, le niveau de revenu moyen des ménages français a été de 33384 €. Environ un quart des dépenses des ménages sont consacrées au logement (25,6% en 2010). Les coûts de transport domicile-travail sont estimés à environ 0,40 €/km par le Trésor Public. En faisant l'hypothèse qu'il y a 1.5 travailleur par ménage, faisant des aller-retours quotidiens entre le lieu de résidence et le CBD toute l'année, on pose $\tau = 400$ €/km/an/ménage.

En ce qui concerne les paramètres agricoles, le RICA estime la part de coûts non-fonciers par hectare à environ 90% du coût total et donne un niveau moyen de charges $p_k k^* = 1861$ €/ha par exploitation, et un produit brut moyen $p A k^{*\alpha} = 1714$ €/ha par exploitation, en 2009. En combinant ces données avec la part estimée de coûts non-fonciers par hectare, on obtient un ratio entre le prix des outputs et les prix des inputs hors terre de 2,85. Nous supposons ce ratio constant pour une exploitation agricole française moyenne. Nous posons $\alpha = 0,8$, $p_k = 1$ et $p = 2,62$. Le service Agreste (Statistiques du Ministère de l'Agriculture)⁷ donne un prix foncier agricole moyen de 5000 €/ha en France. En supposant un taux d'actualisation de 0,05, nous posons $\tilde{r}_a = 250$ €/ha/an, ce qui implique que la limite de l'agriculture sous influence de la zone urbaine est localisée à $\underline{x} = 91,6$ km du centre de la ville. Notons que nous avons bien $\frac{w}{\tau} < \underline{x} < \frac{p}{t}$.

5. <http://www.insee.fr/fr/themes/> (dernière visite : 22 mai 2012).

6. http://ec.europa.eu/agriculture/rica/database/database_en.cfm (dernère visite : 18 janvier 2012)

7. <http://agreste.agriculture.gouv.fr/> (dernière visite : 3 août 2012).

La spécification des paramètres du modèle est résumée dans le tableau 2.4. Nous procédons à une analyse pour déterminer $\{\delta, \gamma, \bar{V}, t\}$.

Symbole	Interprétation	Valeur
w	revenu des ménages	33,000 €/ménage
τ	coût des déplacements domicile-travail	400 €/km/an/ménage
β	part des dépenses dédiée au logement	0.25
\bar{V}	niveau d'utilité à l'équilibre	10 100
γ	poids des aménités dans les préférences des périurbains	0.2
p	prix des biens agricoles	2.62 €/unité de biens agricoles
p_k	prix des inputs non-fonciers	1 €/unité d'inputs
t	coût de transport agricole	0.02 €/km/unité de biens agricoles
A	constante technique	1
α	élasticité du facteur de production k	0.8
δ	capacité de l'agriculture à produire des aménités	$\left\{ \begin{array}{l} 18 \text{ cas du mitage} \\ 22 \text{ cas de l'extension urbaine} \end{array} \right.$
\tilde{r}_a	rente exogène de l'agriculture d'exportation	250 €/ha/an

TABLE 2.4 – Valeur des paramètres

Nous pouvons maintenant regarder comment le modèle se comporte avec ces paramètres.

Capacité de l'agriculture à fournir des aménités δ Le premier paramètre que nous analysons est δ , un paramètre technique représentant la capacité d'une agriculture donnée à co-produire des aménités. Un premier ensemble de simulations a été effectué en faisant varier δ à un niveau donné de $\{\gamma, \bar{V}, t\}$. On a $\partial r_p / \partial \delta > 0$, une augmentation de δ doit entraîner une augmentation de la rente d'enchère périurbaine. Les enchères urbaines et agricoles sont inchangées. La figure 2.3a montre comment la taille de la zone périurbaine ($x_2 - x_1$) varie lorsque δ augmente. Trois configurations apparaissent. Le premier cas de figure consiste en l'absence de développement périurbain. Dans ce cas, $\delta < \delta_{\min}$, ce qui signifie que les exploitations fournissent un niveau d'aménités trop faible pour inciter les ménages périurbains à venir s'installer. Le deuxième cas de figure correspond à l'émergence d'une zone périurbaine sous forme de mitage. Dans ce cas, les

exploitations agricoles produisent suffisamment d'aménités ($\delta_{\min} < \delta < \delta_{\max}$) pour que certains ménages décident de s'y installer. Entre δ_{\min} et δ_{\max} , la zone périurbaine est déconnectée de la ville (mitage) et elle s'agrandit au fur et à mesure que la capacité de l'agriculture à produire des aménités δ augmente.

Enfin, le dernier cas de figure correspond à l'émergence d'une zone périurbaine connectée à la ville, prenant donc la forme d'extension urbaine. Dans ce cas précis, les exploitations ont une capacité tellement élevée à produire des aménités ($\delta > \delta_{\max}$) que, immédiatement après la frontière urbaine, et malgré une agriculture relativement intensive, le niveau d'aménités incite les ménages à se localiser en cette zone d'usage mixte du sol. La zone périurbaine est donc collée à la ville. Dans notre application numérique, on a $\delta_{\max} = 23,6$ et $\delta_{\min} = 14,8$. Une fois que la zone périurbaine est accolée à la zone urbaine ($\bar{x} = x_1$), sa taille augmente plus lentement, jusqu'à ce que $x_2 = w/\tau$, limite de la zone dans laquelle les ménages sont susceptibles d'enchérir. La taille maximale de la zone périurbaine est donc $(x_2 - x_1)_{\max} = (w/\tau) - \bar{x}$, vers laquelle $(x_2 - x_1)$ tend lorsque δ augmente.

Préférences des ménages γ Le deuxième paramètre auquel nous nous intéressons est la préférence des ménages périurbains pour les aménités agricoles γ . Ce paramètre fait la différence entre les enchères urbaines et périurbaines. Puisqu'il représente les préférences des ménages pour les aménités, nous pouvons intuitivement s'attendre à ce que son augmentation favorise le développement périurbain ($\partial r_p / \partial \gamma > 0$). La figure 2.3b montre l'impact de γ sur la taille de la zone périurbaine, à un niveau donné de $\{\delta, \bar{V}, t\}$. Là encore, seule la rente périurbaine est affectée. Lorsque les préférences sont inférieures à un seuil γ_{\min} , on n'observe pas de développement périurbain puisque les ménages n'ont pas de raison de s'installer en dehors de la ville s'ils ne valorisent pas beaucoup les aménités agricoles. Dans notre application numérique, on a $\gamma_{\min} = 0,17$. Au-delà de γ_{\min} , les préférences des ménages sont assez fortes pour constituer un attrait suffisant

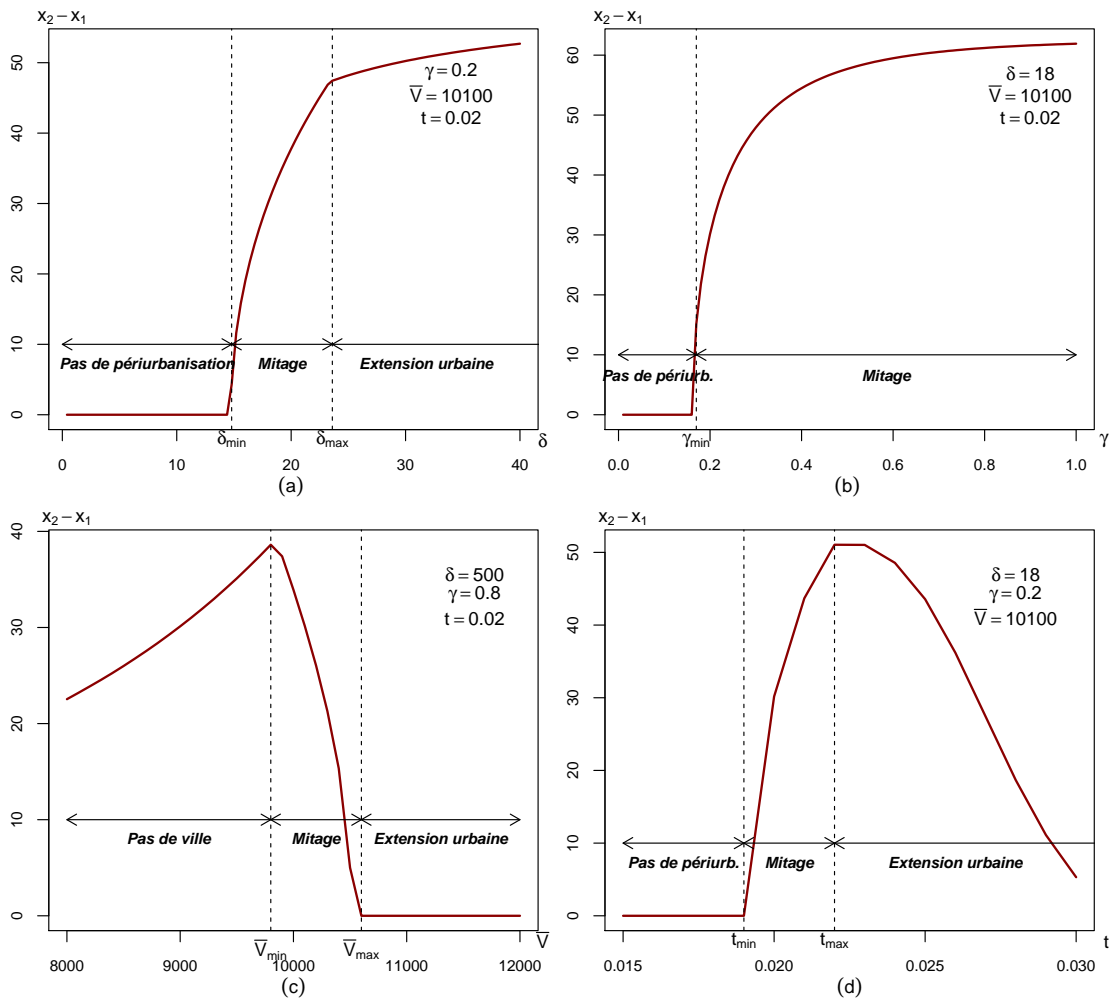


FIGURE 2.3 – Les effets d’une variation de δ , γ , \bar{V} et t sur l’équilibre spatial

pour les ménages périurbains, pour un niveau d'aménités donné. La zone périurbaine s'accroît au fur et à mesure que les préférences augmentent.

Il est possible de faire varier γ et δ simultanément, en maintenant fixes les autres paramètres. On obtient le diagramme présenté dans la figure 2.4. Pour un couple (γ, δ) donné, on peut observer la configuration spatiale attendue de la ville.

Pour tout γ , dès que δ devient plus élevé que δ_{\max} , le développement de la ville en mitage disparaît au profit d'une fusion entre la zone urbaine et la zone périurbaine. La figure 2.4 nous permet d'affiner notre interprétation de δ . Le paramètre δ échelonne la capacité de différents types d'agricultures à générer un flux net d'externalités. Prenons par exemple les prairies et forêts, où de hauts niveaux d'intensité de production n'empêchent pas que des niveaux d'aménités relativement élevés soient produits. A l'inverse, des activités agricoles telles que l'élevage génèrent de la production de fumier ou peuvent demander la construction de bâtiments de ferme supplémentaires, qui peuvent être valorisés négativement par les ménages. Dès lors, le niveau d'intensité a un impact plus important sur le niveau d'aménités fourni. Au dessus de δ_{\max} , l'étalement urbain prend la forme d'extension urbaine car les aménités à la frontière urbaine sont suffisamment élevées pour les ménages périurbains ($a(\bar{x}) > 1$). Notons que δ_{\max} ne dépend pas des préférences γ , comme expliqué dans l'annexe A.3. Le mitage apparaît sous deux conditions : des préférences élevées des ménages pour les aménités agricoles et une capacité modérée de l'agriculture à produire ces aménités. Notons enfin que les équations des frontières $\delta_{\min}(\gamma)$ et δ_{\max} visibles sur le diagramme (figure 2.4) sont données par les conditions d'existence de la zone périurbaine, dans (2.22) et (2.23).

D'après notre modèle, les villes entourées d'une agriculture fortement pourvoyeuse en aménités (des prairies par exemple) se développeraient sous la forme extension urbaine. A l'inverse, les villes entourées d'une agriculture caractérisée par une capacité plus faible à produire des aménités (par exemple, grandes cultures ou élevage), seraient d'avantage sujettes au mitage.

Niveau d'utilité à l'équilibre \bar{V} Intéressons nous maintenant au niveau d'utilité d'équilibre. Dans notre ville ouverte, les ménages peuvent s'installer dans la ville ou la quitter librement et sans coût. Ainsi, le niveau d'utilité à l'équilibre est exogène et la population est déterminée de manière endogène au modèle. La figure 2.3c montre l'impact d'un changement du niveau d'utilité à l'équilibre. sur la taille de la zone périurbaine. D'après le tableau 2.3, on a $\partial\bar{x}/\partial\bar{V} < 0$, $\partial x_1/\partial\bar{V} > 0$ et $\partial x_2/\partial\bar{V} < 0$. Ainsi, une augmentation de \bar{V} devrait logiquement entraîner la réduction de la zone périurbaine. Cependant, on observe que, tant que \bar{V} est inférieur à $\bar{V}_{\min} = 9800$, la taille de la zone périurbaine augmente avec \bar{V} . Ceci est dû au fait que l'on a $x_1 = \bar{x}$ (extension urbaine) et la frontière de la ville \bar{x} se déplace plus rapidement que x_2 vers le CBD. Ceci induit que la zone périurbaine s'agrandit. Au delà de \bar{V}_{\max} , la ville "disparaît", c'est-à-dire que la rente d'enchère urbaine devient trop faible pour que la zone urbaine se maintienne : l'ensemble des ménages préfère émigrer dans une autre ville où ils pourraient atteindre l'utilité d'équilibre. Toutes choses égales par ailleurs, on a $\bar{V}_{\max} \simeq 10600$. Entre \bar{V}_{\min} et \bar{V}_{\max} , on est en situation de mitage et la taille de la zone périurbaine diminue avec l'augmentation de \bar{V} .

Coûts de transport des biens agricoles t Le dernier paramètre que nous devons analyser est le coût de transport pour les agriculteurs. Ce paramètre influence la rente d'enchère agricole, mais également la rente périurbaine *via* le niveau d'intensité agricole k^* et donc le niveau d'aménités. La figure 2.3d montre que jusqu'à un seuil minimal $t_{\min} = 0,019$, il n'y a pas de développement périurbain. Cela s'explique par le fait que les exploitations agricoles deviennent plus intensives lorsque les coûts de transport vers le centre ville sont plus faibles ($\partial k/\partial t < 0$). Cet effet direct des coûts de transport sur la structure des exploitations a un impact sur le niveau d'aménités fourni par l'activité agricole, et donc sur les choix de localisations des ménages. Au dessus de t_{\min} , un phénomène de mitage apparaît. Le coût supplémentaire pour les agriculteurs provoque

la possibilité pour les ménages de surenchérir pour la terre. De plus, cela provoque la diminution du niveau d'inputs utilisé, donc l'augmentation des aménités. Enfin, le seuil maximal $t_{\max} = 0,022$ représente le moment où la zone périurbaine vient se coller à la zone urbaine, le développement prenant alors la forme d'extension urbaine. A partir de ce seuil, la taille de la zone périurbaine diminue pour deux raisons : la première est que la zone périurbaine est limitée par w/τ qui correspond à la distance limite au-delà de laquelle les ménages ne sont plus en mesure d'enchérir tout en respectant leur contrainte budgétaire. La seconde raison est que la frontière de la ville se déplace loin du CBD (puisque la rente d'enchère agricole diminue), laissant ainsi plus de place à la ville, et moins à la zone périurbaine.

Si nous décidons de poser $\gamma = 0.2$, $\delta = 22$, $\bar{V} = 10100$ et $t = 0.02$, nous nous plaçons donc dans un contexte d'extension urbaine tel que représenté dans la figure 2.5a. Les ménages urbains surenchérissent sur les agriculteurs du CBD jusqu'à \bar{x} . La zone urbaine est immédiatement suivie d'une zone périurbaine qui s'étend jusqu'au point x_2 , au-delà duquel la terre devient à usage agricole uniquement. Le point \underline{x} représente la séparation entre la zone sous influence de la ville et la zone d'agriculture exogène.

Notons qu'au sein de la zone périurbaine, le niveau d'aménités est plus faible que dans un cas sans ménages périurbains (voir figure 2.5b). C'est l'effet de l'externalité négative, lié à l'installation des ménages. Notre modèle nous permet de donner la fraction de terre à usage agricole à l'équilibre (figure 2.5c). Avec nos paramètres tels que nous les avons fixés, la fraction de terres agricoles en zone périurbaine décroît jusqu'à 67%, niveau en dessous duquel trop d'aménités seraient détruites, si bien que d'autres ménages ne seraient pas intéressés pour s'installer. Au sein de la zone périurbaine, la fraction de terres agricoles diminue dans un premier temps, traduisant l'accentuation de la fragmentation des usages du sol, puis augmente à nouveau, puisque les ménages sont moins nombreux à venir s'installer à cause de la distance au CBD.

Lorsque $\delta = 18$, on atteint une configuration de mitage pour laquelle la zone péri-

urbaine est déconnectée de la zone urbaine. Cette configuration est représentée par la figure 2.6.

2.4 Conclusion

Ce chapitre étudie les interactions entre les formes spatiales urbaines et l'agriculture. Pour souligner le rôle des aménités agricoles, nous avons développé un modèle de ville monocentrique dans lequel les agriculteurs ont un comportement von Thünenien et les ménages travaillent dans un CBD prédéterminé. L'équilibre est atteint par un marché foncier compétitif. En endogénéisant les aménités agricoles, nous proposons une explication intuitive quant au rôle de l'agriculture dans le processus d'étalement urbain. Les principaux résultats de ce modèle illustrent des variations possibles de la structure urbaine, en fonction des caractéristiques des exploitations agricoles et de leur distance à la ville. Ainsi, les exploitations proches de la ville sont relativement plus intensives, générant un niveau faible d'aménités agricoles. Plus loin de la ville, le paysage agricole est caractérisé par une agriculture plus extensive, qui procure un niveau d'aménités relativement plus élevé. Certains ménages valorisent la proximité des aménités agricoles et acceptent alors le surcoût engendré par le trajet supplémentaire pour se rendre à leur lieu de travail. Lorsque la fonction d'enchère des ménages est plus élevée que celle des agriculteurs, l'urbanisation par mitage est alors d'avantage susceptible de se produire. Ce qui rend possible un tel scénario est l'existence d'un niveau élevé d'aménités dans la zone d'agriculture extensive, plus éloignée de la ville. L'une des principales contributions de ce travail est le constat que, même en l'absence d'un élément paysager particulier ou d'une autre source exogène d'aménités, l'étalement urbain fragmenté peut être une configuration naturelle pour une ville entourée d'un environnement agricole variant spatialement.

Pour simuler les positions relatives des courbes d'enchère, nous avons appliqué le modèle à des données françaises. Pour chaque paramètre, des seuils minimum et maximum sont évalués pour déterminer l'apparition de mitage. Lorsque les ménages ont des préférences élevées pour les aménités agricoles, et que l'activité agricole est caractérisée

par une capacité moyenne à produire des aménités, l'apparition de zones résidentielles isolées est plus probable.

Cette approche peut être utilisée pour étudier l'effet de politiques publiques ayant pour objectif de contrôler l'étalement urbain. Il apparaît de manière évidente qu'une politique publique ignorant la dimension spatiale de l'agriculture peut se confronter à certaines limites. L'introduction d'une activité agricole spatialisée permet également d'étudier l'effet de politiques publiques agricoles spécifiques, c'est l'objet du chapitre suivant.

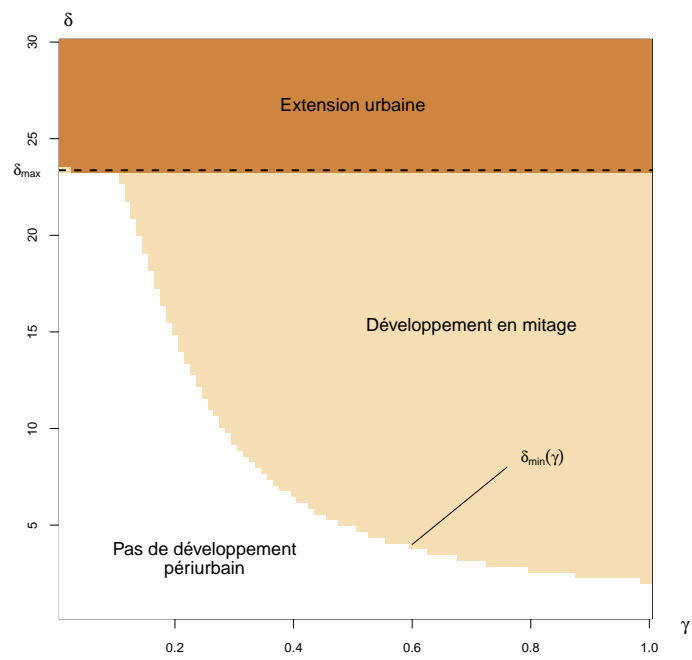


FIGURE 2.4 – Structure spatiale urbaine selon (δ, γ)

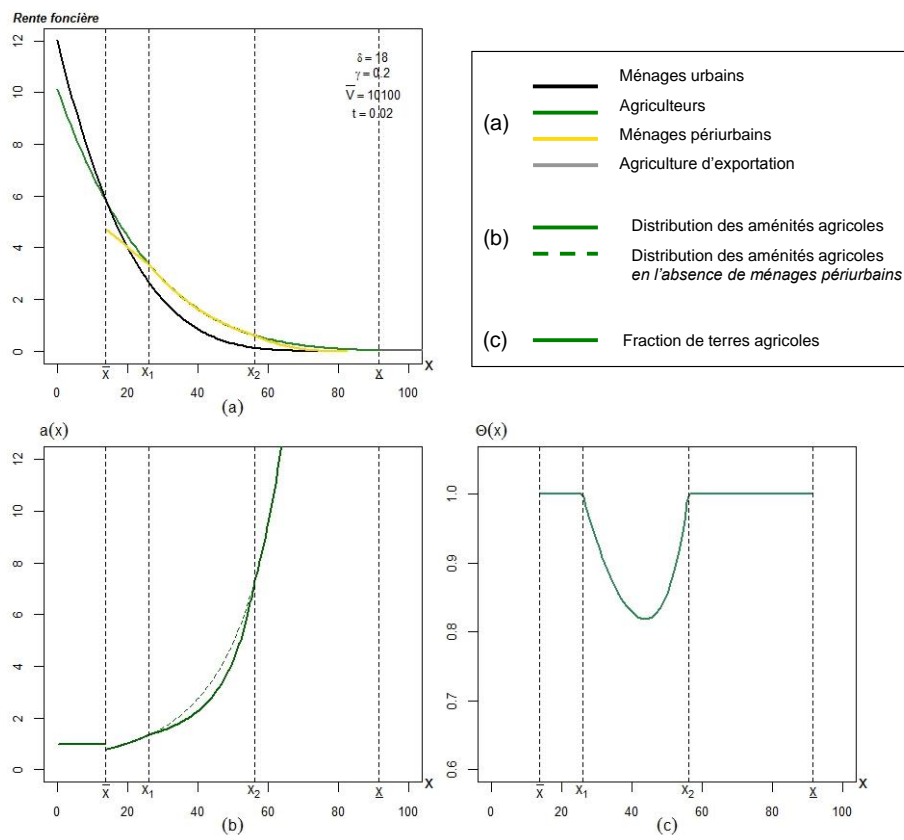


FIGURE 2.5 – Equilibre spatial de la structure urbaine : extension urbaine

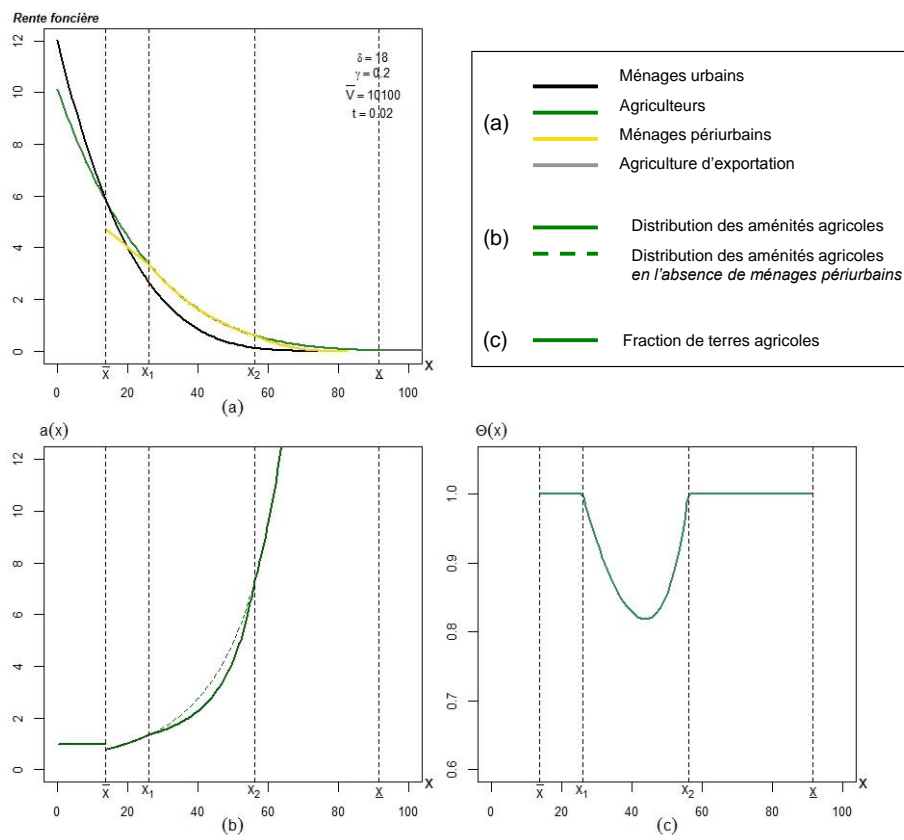


FIGURE 2.6 – Equilibre spatial de la structure urbaine : développement en mitage

Chapitre 3

Residential location choices and agri-environmental policy

Residential location choices and agri-environmental policy

This chapter investigates the spatial effects that the provision of environmental public goods have on residential location choices in a suburban context. We use the monocentric model of an open city with spatially varying agriculture that was presented in the previous chapter in which we introduce an agri-environmental policy promoting the provision of positive farming externalities. Consistent with empirical evidence of the potential side-effects that conservation policies may have in terms of urbanization patterns and land price changes, we show that under certain conditions the implementation of an agri-environmental policy may promote additional suburban development. We then discuss some distributional aspects and show the non neutrality of such policies on the agents' assets. This chapter was the subject of a publication in the *American Journal of Agricultural Economics* ¹.

Choix de localisation résidentielle et politique agri-environnementale

Ce chapitre a pour objectif d'étudier les effets spatialisés de la production de biens publics environnementaux sur les choix de localisation résidentielle dans un contexte périurbain. Nous utilisons le modèle de ville monocentrique ouverte entourée d'une agriculture variant dans l'espace que nous avons présenté dans le chapitre précédent, dans lequel nous introduisons une politique agri-environnementale encourageant la production d'externalités agricoles positives. En accord avec la littérature empirique sur les effets potentiels de politiques de préservation de l'environnement sur l'urbanisation et le foncier, nous montrons que sous certaines conditions, la mise en place d'une politique agri-environnementale peut promouvoir le développement résidentiel périurbain. Nous étudions ensuite les effets en matière de redistribution et montrons l'absence de neutralité d'une telle politique sur le patrimoine foncier des agents. Ce chapitre a fait l'objet d'une publication dans la revue *American Journal of Agricultural Economics* ¹.

1. Coisnon, T., Oueslati, W., & Salanié, J., 2014. Agri-environmental policy and Urban development patterns : A general equilibrium analysis. *American Journal of Agricultural Economics*, first published online February 4, 2014 (doi :10.1093/ajae/aat114).

3.1 Introduction

Similar to La Fontaine's rats², urban and rural agriculture have little in common. Farming at the urban fringe is intensive in terms of non-land inputs such as labour, capital, equipment or fertilisers. Further away from the city, rural agriculture relies more on land. This Thünenian spatial organisation has been thoroughly described in the literature (Beckmann, 1972; Katzman, 1974; OECD, 2009).

If farming is more intensive closer to cities, this is generally because farmland is more expensive and is therefore substituted by non-land inputs. There are two reasons for this. The first is historical and dates back to von Thünen. In an economic space, where farmers transport their produce to the city, farmland rents decrease in line with transportation costs. In a neoclassical framework, land use and crop management are more intensive close to the city (Beckmann, 1972). The second, modern reason, is linked to urban growth dynamics. Land conversion expectations and development irreversibility generate a growth premium and an option value which decrease with distance from the city and make up the agricultural component (agricultural returns) of farmland prices (Capozza & Helsley, 1989, 1990). Empirical investigations in the U.S. and in Europe show that both of these factors explain the observed negative gradient of farmland prices away from the city (Plantinga *et al.*, 2002; Cavailhès & Wavresky, 2003; Livanis *et al.*, 2006; Wu & Lin, 2010).

Heimlich & Barnard (1992) in the U.S. and Cavailhès & Wavresky (2007) in France have shown that farming at the urban fringe consumes significantly more inputs per hectare than farming further away. Because both positive and negative agricultural amenities are considered to be joint products of agricultural production (Abler, 2004; Hodge, 2008), because people value agricultural externalities (see Bergstrom & Ready (2009) for a review) and because urban development occurs mostly on farmland we can expect

2. Jean de La Fontaine (1621-1695), *The Town Rat and The Country Rat*, *Fables*, book 1, fable 9. Translated by Walter Thornbury.

urban sprawl and agricultural intensity to be deeply interconnected. Hence, the problems associated with agricultural externalities (e.g. odours, nutrient run-off, water pollution, loss of hedgerows, landscape modifications, etc.) and land use conflicts are likely to be more severe at the urban fringe.

Agricultural externalities have become a major policy concern throughout the last decades. Agri-environmental policies³ (AEPs) that aim to maximise the social value of agriculture now consume a large proportion of the public funding dedicated to farming in developed countries. Whilst varying in importance and design throughout the world, agri-environmental policies are focused on preserving farmland and conserving natural and cultural resources. In the U.S., the two largest components of AEPs in the Farm Bill concern land retirement programs, such as the Conservation Reserve Program⁴ (CRP) and working land programs, such as the Environmental Quality Incentives Program (EQIP). In 2004, the U.S. Federal government spent \$1.8 and \$0.9 billion, respectively, on these two policies (Claassen *et al.*, 2008). In Europe, AEPs are contained in Pillar 2 (Rural Development) of the Common Agricultural Policy (CAP). In contrast to the U.S., land retirement programs are minor elements of European policy, and AEPs focus more on maintaining agricultural activities in disfavoured areas. A large part of the CAP is also targeted at working land programs such as Agri-Environmental Schemes⁵. The European Fund for Rural Development, which finances AEPs in Europe, was funded with 96.3 billion euros for the period 2007-2013; of which 8.9 billion euros have been spent on AEPs, during the first four years of the program (2007-2010).

Such features question the effects of these programs at the urban fringe. Because agri-environmental policies may locally increase land scarcity and provide the environmental services demanded, it is reasonable to think that they have side-effects and may induce

3. see Baylis *et al.* (2008) and Wunder *et al.* (2008) for in-depth reviews of agri-environmental policies (AEPs) in different countries.

4. The CRP is targeted toward the protection of erodible lands. Other programs, like the Grasslands Reserve Program or the Farm and Ranch Lands Protection Program aim at maintaining environmentally sound or culturally valued agricultural activities.

5. Regulation (European Commission) 1698/2005, art.39.

development locally. Land-use (Quigley & Rosenthal, 2005) and environmental regulations (Kiel, 2005) have been demonstrated to potentially generate important spillovers. Quigley & Swoboda (2007) have shown that land designation programs, such as the Endangered Species Act, have impacts that extend beyond the areas protected. Because designated lands cannot be developed, residential growth occurs throughout the city. Urban rents increase outside the protected area, thereby modifying development patterns and having significant redistributive effects among residents and landowners. Empirical investigations concerning the side-effects of AEPs are rare, because causality is difficult to identify⁶. However, there is evidence that farmlands under agri-environmental programs are less likely to be developed than others (Wu & Cho, 2007; Liu & Lynch, 2011) and that farmland amenities are significantly valued (e.g. Bastian *et al.*, 2002). Using conjoint analysis, Roe *et al.* (2004) have shown that the amenity value of preserved farmland is high, relative to the additional transportation costs of being located near to open-space amenities. Their results support the idea that AEPs can induce ex-urban development. Irwin & Bockstael (2004) have shown that open-space preservation policies may induce the development of neighbouring parcels of land. Recently, Towe (2010) has measured these side-effects for the CRP. Using the propensity score matching method, he has shown that parcels treated (i.e. preserved) under the CRP have significant effects on surrounding parcels, doubling their probability of development, and thus modifying development patterns. In Europe, land preservation is mostly concealed within urban zoning policies⁷. Using the same method, Geniaux & Napoléone (2011) have shown that, in France, agricultural designation areas have significant effects on development patterns. *Communes*⁸, with non-building agricultural and natural areas experience higher levels of development and urban growth than others. Geniaux & Napoléone (2011) attribute their results to an amenity effect generated by farmland and the protection of natural

6. see Imbens & Wooldridge (2009) for a review of the recent developments in econometric methods to identify causal program effects.

7. As discussed above, the CAP is not oriented towards land retirement or development easements.

8. The lowest administrative level in France.

areas.

Despite their importance⁹ working land programs have received little attention with respect to their impacts on urban development patterns. However, agri-environmental payments may be significant enough to reduce development, or at least delay it for the duration of the contract¹⁰. In exchange for a payment, farmers engage, on a voluntary basis, in environmentally sound crop management practices oriented toward minimising negative externalities and promoting farming amenities and public goods. These benefits are likely to increase residential demand locally. In addition, if land is retained in agricultural use, residential rents will increase elsewhere in the city. Hence, AEPs may also have distributional effects.

In this paper, we undertake a theoretical analysis of the effects of voluntary agri-environmental working land programs on urban development patterns and wealth redistribution. We build our approach on previous work by Wu & Plantinga (2003), Cavailhès *et al.* (2004), Wu (2006), Kovacs & Larson (2007) and Bento *et al.* (2011). In all these models, agricultural amenities do not depend on the intensity of farming. Wu & Plantinga (2003), Wu (2006) and Kovacs & Larson (2007) focus on urban sprawl patterns. They describe how exogenous park-like amenities affect sprawl patterns and household segregation. In Bento *et al.* (2011), which analyses the efficiency of several anti-sprawl policies, amenities are endogenous, in the sense that they depend on the total amount of agricultural land outside the city which is affected by urban development. The model developed by Cavailhès *et al.* (2004) is the most similar to ours. In their approach, farmers' behaviour is similar to von Thünen, as in our model. Farming amenities depend on the proportion of land in agricultural use at any suburban location. For our purposes,

9. In 2011, the EQIP program accounted for 13.2 million acres (5.3 million hectares) under contract, with federal funding of \$865 million (NRCS, USDA), to which should be added local government allowed funds. In the European Union, AEPs amounted to 46 million hectares and 14.6 billion euros inclusive of national funding, for the period 2007-2010 (Directorate General for Agriculture and Rural Development, European Commission).

10. Conservation agri-environmental contracts vary in duration : from 10 to 15 years in the U.S., and at least 5 years in Europe.

we endogenise amenities and relate them to land development and farming intensity.

Our analysis takes place in a static and open monocentric city, where endogenous agricultural amenities depend on both farmers and household behaviour. We introduce a voluntary agri-environmental policy aimed at limiting farming intensity and funded by households. We make some restrictive assumptions to keep our model as simple as possible and focus on the following core mechanism relating to the stylised facts described in this introduction : (i) farmland values decrease with distance from the city and land is substituted for non-land inputs ; (ii) a decreasing farming intensity gradient is generated, where agriculture provides more environmental services further away from the city ; (iii) farmers adopt agri-environmental contracts on the basis of the opportunity cost of farmland and the degree of constraint imposed on non-land inputs ; (iv) households take into account agricultural externalities when choosing where to live.

The remainder of this article is organized as follows. We first present the model, discuss the adoption of the AEP by farmers and describe the conditions for a spatial general equilibrium. We then present a numerical illustration with plausible parameters, and finally explore the impact of AEPs on urban structure and land values.

3.2 A theoretical model for location decision with endogenous amenities

This section describes our spatial model and its equilibrium. As our spatial configuration is circular and symmetric, we place ourselves on a transect with the central business district (CBD) located at its origin 0. The distance between the CBD and any point on the real line $[0; +\infty[$ is x . All non-agricultural employment is concentrated in the CBD. Land is either dedicated to agricultural or residential use in accordance with the rents offered by these two activities. We assume that all land is owned by absentee landlords.

3.2.1 Farmers' behavior

Farmers use a level $k = K/L$ of non-land inputs per hectare, where K represents non-land inputs and L land, to produce a quantity y of output per hectare¹¹. The agricultural production function is given by $f(k)$ and is assumed Cobb-Douglas : $y = f(k) = Ak^\alpha$ with $A > 0$ and $0 < \alpha < 1$. The production function is increasing in k and concave. Farmers are willing to pay a maximum rent $r_a(x)$ for a parcel located in x , depending on its distance from the CBD where they sell their produce. Transportation costs are given by t and are assumed to be proportional to x . Crops and input prices, respectively p and p_k , are exogenously set in competitive markets. In the absence of any public policy, the farmer's profit-maximization decision is given by $\max_k \pi(k, x) = (p - tx)Ak^\alpha - p_k k - r_a(x)$. The demand function of non-land inputs is found by maximizing the profit $\pi(k, x)$ with respect to k :

$$k^*(x) = \left(\frac{\alpha A (p - tx)}{p_k} \right)^{\frac{1}{1-\alpha}} \quad (3.1)$$

$k^*(x)$ is a monotonic decreasing function of distance to the CBD. Close to cities,

11. We implicitly assume a constant returns production function $F(K,L)$.

farms tend to be intensive, characterized by a relatively high ratio k . Further away from cities, farms become progressively more extensive, as k decreases. Competition drives farmers' profits to zero, so that we can derive their bid-rent function at any location x :

$$r_a^*(x) = (p - tx)^{\frac{1}{1-\alpha}} A \left(\frac{\alpha A}{pk} \right)^{\frac{\alpha}{1-\alpha}} (1 - \alpha) \quad (3.2)$$

From (3.2), $\partial r_a^*/\partial x < 0$, meaning that $r_a^*(x)$ decreases with distance to the CBD. $r_a^*(x)$ tends toward \underline{r}_a where farming is no longer under the influence of the city. The limit of the urban-influenced area \underline{x} solves $r_a^*(\underline{x}) = \underline{r}_a$. Without loss of generality, we set \underline{r}_a exogenously.

Under our approach, the negative farmers' bid-rent gradient is due to the imposed Thünenian behavior, as in other similar studies introducing farmers' behavior into a monocentric city model (Cavailhès *et al.*, 2004; Caruso *et al.*, 2007). In other words, farming at the urban fringe is intensive in terms of non-land inputs such as labor, capital, equipment, or fertilizers. Further away from the city, agriculture relies more on land. This Thünenian spatial organization has been thoroughly described in the literature (Beckmann, 1972; Katzman, 1974; OECD, 2009) and has been shown to continue to be a valid explanation of the spatial organization of contemporary suburban agriculture in cities in the US and Europe (Heimlich & Barnard, 1992; Plantinga *et al.*, 2002; Cavailhès & Wavresky, 2003; Livanis *et al.*, 2006; Cavailhès & Wavresky, 2007; Wu & Lin, 2010). This can be related to the location of storage and agri-food facilities at the city boundary, and to the fact that farmers engage in direct sales strategies aimed at local urban populations. However, as underlined in these studies, there is another important reason that explains the progressive decline of farmland prices away from the city. This reflects the capitalization of a growth premium, corresponding to expected rent increases based on the potential for the conversion of land to residential use (Capozza & Helsley, 1989). The introduction of a growth premium would involve a time-dependent process, which

cannot be accommodated in our static approach. However, our model is fully compatible with this reality and should be interpreted in this way.

3.2.2 Agri-environmental policy

We introduce a stylized version of an AEP designed for working land. Our AEP consists of a voluntary contract between the city government and farmers, with the aim of reducing the use of non-land inputs k down to a fixed target \hat{k} . In return, all participating farmers are granted a uniform subsidy σ per hectare. Farmers decide whether or not to enter into a contract¹² on the basis of their private opportunity costs. The proposed AEP is thus fully described by (σ, \hat{k}) . This AEP mimics the voluntary working land conservation programs described in Wunder *et al.* (2008) and Baylis *et al.* (2008). In many cases, AEPs may be non-uniform, taking into account geographical and environmental heterogeneity across space. We choose not to consider these more complex spatially targeted policies, and instead focus on a simplified general case where a uniform policy is applied across all eligible land.

Farmers' participation in the AEP is endogenous to the model and depends on their location which, in our case, fully describes their opportunity cost. Farmers' participation in AEPs has been well documented in the literature and has been shown to depend on factors relating to contract design¹³ and farmers' characteristics¹⁴. Surprisingly, reviews of participation in AEPs by Knowler & Bradshaw (2007) and Baumgart-Getz *et al.* (2012) suggest that most of these factors are incomplete descriptors of farmers' adoption of these schemes. It is also noted that these two reviews did not identify studies where proximity to urban areas is a determinant factor in farmers' participation in AEPs¹⁵.

12. Because we are in a static framework, the contract has no duration.

13. Those factors relate to contract duration, payment offered, enforcement and control modalities, technical assistance provided, etc.

14. Characteristics include age, education, land tenure, the importance of non-farm income, farm size, membership of farming networks, etc.

15. Note, however, that factors related to proximity to urban centres, such as capital, income, farming intensity are generally significant and supportive of our assumptions.

Indeed, such studies are rare but tend to agree that the probability of participation in agricultural land preservation programs is lower close to the city but increases for those farmers who are further away from the city (Lynch & Lovell, 2003; Van Huylenbroeck *et al.*, 2005; Bertoni *et al.*, 2011).

Within our model, the profit maximization program for participating farmers can be rewritten as follows :

$$\max_k \pi(k, x) = (p - tx)Ak^\alpha - p_k k - r_a(x) + \sigma \quad \text{s.t.} \quad k(x) \leq \hat{k} \quad (3.3)$$

We assume that local authorities can accurately predict¹⁶ farmers' input use at each location. For efficiency purposes, only farmers who actually change their use of non-land inputs are granted the subsidy. Recalling that $k(x)$ is a strictly decreasing function of distance, we assume that farmers located further than \hat{x}' are not granted any subsidy, although it would be interesting for them to adopt the contract since they already comply with the input restrictions (see figure 3.1). This critical distance is given by $k^*(\hat{x}') = \hat{k}$, from which we derive :

$$\hat{x}' = \frac{1}{t} \left(p - \frac{p_k}{\alpha A} \hat{k}^{1-\alpha} \right) \quad (3.4)$$

Farmers located between the city and \hat{x} do not adopt the measure, as the subsidy fails to compensate them for the loss of profit. \hat{x} solves :

$$A \left(\frac{\alpha A}{p_k} \right)^{\frac{\alpha}{1-\alpha}} (1 - \alpha) (p - t\hat{x})^{\frac{1}{1-\alpha}} - A\hat{k}^\alpha (p - t\hat{x}) + p_k \hat{k} - \sigma = 0 \quad (3.5)$$

Farmers located between \hat{x} and \hat{x}' agree to adopt the measure and are granted the subsidy (see figure 3.1). The spatial distribution of farming intensity is then given by :

16. This means that there are no transaction costs relating to the policy. It also means that there are no information asymmetries between the contractors. Informational rents are widely believed to undermine the efficiency of AEPs (Latacz-Lohmann & Van der Hamsvoort, 1997; Ozanne *et al.*, 2001; Canton *et al.*, 2009).

$$k(x) = \begin{cases} \widehat{k}, & \text{if } x \in [\widehat{x}, \widehat{x}'] \\ k^*(x), & \text{otherwise} \end{cases} \quad (3.6)$$

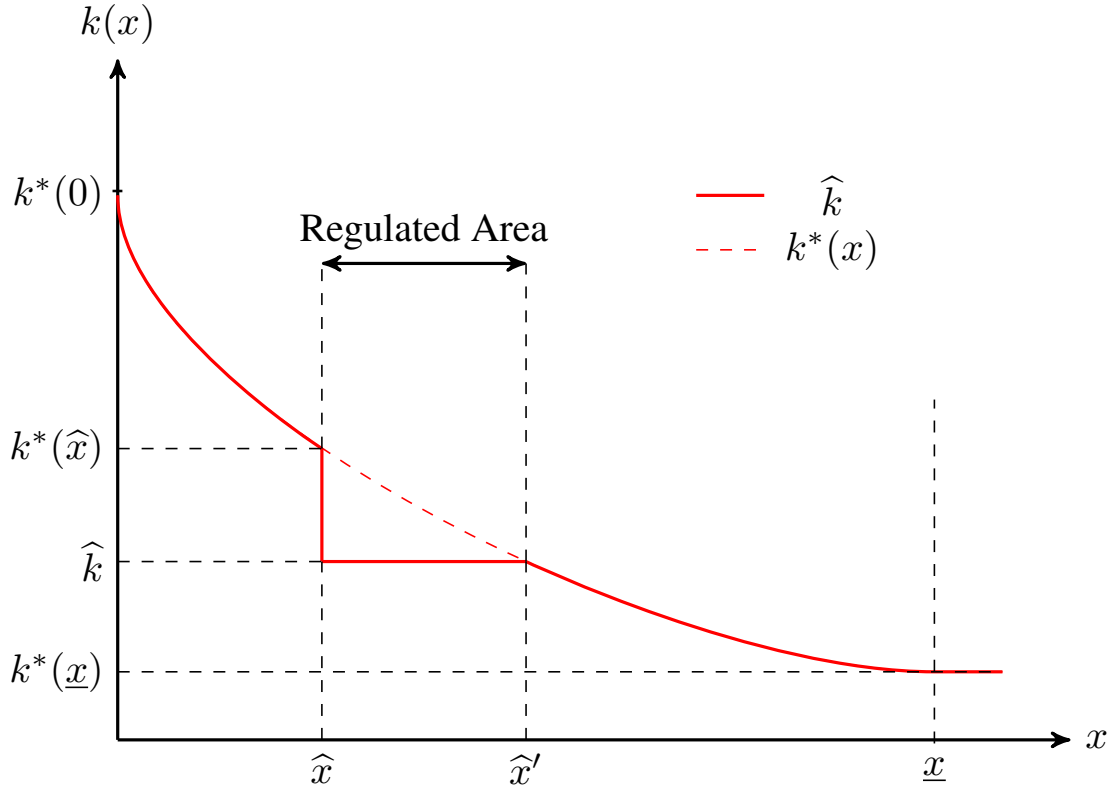


FIGURE 3.1 – Definition of the regulated area

As depicted in figure 3.1, choosing \widehat{k} is equivalent to choosing the adoption distance \widehat{x}' , and choosing σ equivalent to choosing the depth $(\widehat{x} - \widehat{x}')$ of the regulated area.

(3.6) allows us to derive the farmers' bid-rent function :

$$r_a^*(x) = \begin{cases} (p - tx) A \widehat{k}^\alpha - p_k \widehat{k} + \sigma, & \text{if } x \in [\widehat{x}, \widehat{x}'] \\ (p - tx)^{\frac{1}{1-\alpha}} A \left(\frac{\alpha A}{p_k} \right)^{\frac{\alpha}{1-\alpha}} (1 - \alpha), & \text{otherwise} \end{cases} \quad (3.7)$$

3.2.3 Joint production of agricultural externalities

We consider that agricultural activity generates a flow of externalities as a by-product. The flow of externalities $e(x)$ produced by agriculture at location x is a net balance of positive externalities (e.g. landscape quality, cultural heritage, biodiversity) and negative ones (e.g. pollution, nuisances), and directly depends on the level of non-land inputs use $k(x)$, or intensity of agriculture :

$$e(x) = \frac{\delta}{k(x)} \quad (3.8)$$

where δ is a parameter representing the capacity of a given type of agriculture to provide amenities.

It is commonly accepted that intensive farm systems tend to generate less attractive landscapes and environmental systems of lower quality than more extensive farming (Abler, 2001; Maier & Shobayashi, 2001; Bergstrom & Ready, 2009). However, the relationship between agricultural activity and rural externalities provision may be complex, as discussed by Hodge (2000), Harvey (2003) and Wossink & Swinton (2007). This relationship can be competitive : an increase in the level of inputs leads to a decrease in the environmental quality, reflecting cases such as the US or Australia. In the European case, the relationship between the level of agricultural outputs and rural services may not be monotonous. By specifying the production function of rural externalities in (3.8), we choose to consider a competitive relationship only, which is closer to the US case. In our model, the introduction of an agri-environmental policy regulating the use of non-land inputs will therefore have a direct effect on the provision of agricultural externalities, which was empirically confirmed by studies carried out by Glebe (2007) or Duke *et al.* (2012). The regulated area will therefore be characterized by a higher net flow of externalities.

Besides, the introduction of δ allows us to assume that some types of farming are

more inclined to provide amenities than others, at any given level of non-land input intensity. δ describes the degree of jointness between amenities and farming. Within our model, agriculture such as single crop farming or soil-less livestock breeding are supposed to generate only a low level of amenities that are positively valued by households (low δ). On the contrary, grasslands or fruit horticulture is supposed to provide a higher level of such amenities, regardless of the use of non-land inputs (higher δ). The value of δ is likely to vary between cities and countries depending on prevalent farming types and cultural characteristics. For example, in Kentucky, horse farms with stone and plank fences, picturesque barns and grasslands are likely to be associated with a high δ , as described by Ready *et al.* (1997). In Wyoming (Bastian *et al.*, 2002), this would be the case for areas dominated by elk habitat and scenic grasslands. Fausold & Lillieholm (1999), McConnell & Walls (2005) and Bergstrom & Ready (2009) provide insightful reviews of the values associated with farmland and farming.

δ is fixed because our model only relies on one type of farming. Surely, our model could also accommodate several agricultural outputs, with different δ 's. Depending on their specific bid-rents, all different types of farming would continuously appear spatially one after the other, as shown by Beckmann (1972). Note, however, that the uneven spatial distribution of climate, soil and agronomic conditions, and the existence of agglomeration externalities, favor some degree of farming homogeneity and specialization at the city level. Furthermore, the introduction of different types of farming would add unnecessary complexity in the model.

3.2.4 Households' location decisions in urban and suburban areas

Households' utility function is determined by the usual trade-off between accessibility to the CBD, land consumption and amenities. Each household chooses a combination of residential space q_h , location x and a numeraire non-housing good s to maximize its utility, subject to the budget constraint $w = r(x)q_h + s + \tau x + \eta$; where w is the gross

household income, τ is the round-trip commuting cost per unit of distance, $r(x)$ is the housing price at location x , and η is a lump-sum tax applied to all households, which is designed to fund the AEP.

We retain a Cobb-Douglas utility function $U(s, q_h, a(x)) = q_h^\beta s^{1-\beta} a(x)^\gamma$, where $a(x)$ represents amenities. Inside the city, $a(x)$ is urban amenities only and is equal to unity ($a(x) = 1$). Outside of the city, $a(x)$ corresponds to farming amenities and spatially varies as described in the next section. We suppose that there are no spillovers and that amenities are consumed by households only within their residential location. This assumption is valid as long as we consider localized externalities, such as particular landscape features, open spaces, hedgerows, trees or visual and olfactory nuisances. The empirical literature shows that the value of open space amenities rapidly decays with distance (Irwin & Bockstael, 2004; Cavailhès *et al.*, 2009) to become insignificant beyond a few hundred meters. On the contrary, note that diffuse amenities, such as biodiversity, or disamenities, such as water pollution or erosion, may have a much wider spatial impact and are therefore not the types of amenities treated here.

The household maximization problem defines the optimal demand for housing space and non-housing goods at each location :

$$s^*(x) = (1 - \beta)(w - \tau x - \eta) \quad (3.9)$$

$$q_h^*(x) = \frac{\beta(w - \tau x - \eta)}{r(x)} \quad (3.10)$$

The bid-rent function for households depends on their location. In accordance with our definition of urban and peri-urban amenities, we have two bid-rents. Let $r_u(x)$ and $r_p(x)$ be the urban and peri-urban housing price at x respectively :

$$r_u^*(x) = \left[\frac{\beta^\beta (1 - \beta)^{1-\beta} (w - \tau x - \eta)}{\bar{V}} \right]^{\frac{1}{\beta}} \quad (3.11)$$

$$r_p^*(x) = \left[\frac{\beta^\beta (1 - \beta)^{1-\beta} (w - \tau x - \eta)}{\bar{V}} \right]^{\frac{1}{\beta}} a(x)^{\frac{\gamma}{\beta}} \quad (3.12)$$

These bid-rent functions describe households' maximum willingness-to-pay for housing at location x . In equilibrium, households are indifferent about where they locate because their equilibrium level of utility is the same at each location and exogenous from the perspective of a single open city. From (3.11), we observe that the urban bid-rent decreases with distance and equals zero at $x = (w - \eta)/\tau$. The peri-urban bid-rent (3.12) distribution across space is more difficult to predict. It is not necessarily a strictly decreasing function of distance, as households may outbid farmers in remote locations where, although commuting costs are high, they can enjoy higher levels of amenities. This bid-rent is similar to that found elsewhere in monocentric models dealing with amenities (Brueckner *et al.*, 1999; Wu & Plantinga, 2003; Wu, 2006).

3.2.5 Farming amenities

We assume that the level of agricultural amenities valued by peri-urban households, directly depends on the net flow of externalities $e(x)$ provided by agricultural activity (3.8) and is defined by (3.13) :

$$a(x) = e(x)\Theta(x) \quad (3.13)$$

where $\Theta(x)$ is the fraction of agricultural land, as opposed to residential land. Through $\Theta(x)$, the amenity function accounts for the negative effect of development. This negative externality between households who prefer low density locations has been documented by Irwin (2002) and Roe *et al.* (2004), among others. Within our model, they occur in equilibrium (see the next section for details). As peri-urban households move in, $\Theta(x)$ decreases, lowering the level of agricultural amenities and thus lowering the peri-urban bid-rent until both bid functions are equal, leading to a mixed land use pattern. When $\Theta(x) = 0$ there is no agriculture at all and therefore, no farming amenities. This confi-

guration is impossible, as without any agricultural amenities, households would have no incentive to move to the peri-urban area. When $\Theta(x) = 1$ all the land is in agricultural use.

3.2.6 Spatial equilibrium

After deriving farmer and household behavioral functions, we now characterize spatial equilibrium within the urban area. Housing prices are pushed upwards in desirable locations, so that in equilibrium no household wants to move. This condition is satisfied when housing prices are given by (3.11) and (3.12) and farmland rent by (3.7). Land is occupied by the highest bidder. The prevailing land rent at any location is given by $\max \{r_u^*(x), r_p^*(x), r_a^*(x)\}$.

Definition of the city As defined earlier, the urban-influenced area boundary is \underline{x} , the distance at which agriculture becomes exogenous. The city boundary $\bar{x} \in [0, \underline{x}]$ solves $r_u^*(\bar{x}) = r_a^*(\bar{x})$. The city is represented by the set of locations $C = \{x < \bar{x} \mid r_u^*(x) > r_a^*(x)\}$. \bar{x} is thus determined by the competition between urban households and farmers for land¹⁷. The number of households $\rho_u^*(x)$ at any location within the city is defined by :

$$\rho_u^*(x) = \frac{D(x)}{q_h^*(x)} \quad (3.14)$$

where $q_h^*(x)$ is the residential plot size (in m^2 /households) and $D(x)$ is the quantity of housing per unit of land (residential plot size per hectare in m^2/ha). For simplicity, we suppose that $D(x)$ is exogenously given. This assumption allows us to avoid the introduction of a developer, as is the case in several other models (Wu, 2006; Quigley & Swoboda, 2007; Bento *et al.*, 2011). This assumption comes at no cost with respect to the interpretation of the model. Note however, that it precludes us from deriving changes

17. The derivation of the existence conditions of all the following patterns is available in the appendix A.

in the housing density.

Definition of the peri-urban area Within the peri-urban area, land is shared between farmers and households. The mixed land-use, peri-urban area is defined by the set of locations $P = \{x > \bar{x} \mid r_p^*(x) = r_a^*(x)\}$. Two possible configurations arise :

(1) Urban extension : the peri-urban area develops directly from the city boundary \bar{x} . In this case, there must exist x_2 such that for all $x \in [\bar{x}, x_2]$, we have $r_p^*(x) = r_a^*(x)$. Beyond x_2 , the land is exclusively in agricultural use ($r_a^*(x) > r_p^*(x)$).

(2) Leapfrog development : within our context, we define leapfrog as a pattern of land development that is disconnected from the city. P is not connected to C if $x_1 < x_2 < \underline{x}$ exists, such that for $x \in [\bar{x}, x_1] \cup [x_2, \underline{x}]$, we have $r_a^*(x) > r_p^*(x)$, that is agricultural use only, and for $x \in [x_1, x_2]$, we have $r_p^*(x) = r_a^*(x)$.

Characteristics of the peri-urban area In the mixed land-use area, the fraction of agricultural land at location x is equal to :

$$\Theta^*(x) = \rho_a^*(x)L^*(x) = 1 - \rho_p^*(x)q_h^*(x) \quad (3.15)$$

where $\rho_a(x)$ and $\rho_p^*(x)$ are, respectively, the number of farmers and households at x within the peri-urban area, and $L(x)$ and $q_h^*(x)$ their respective space consumption. Constant returns to scale do not allow us to determine $\rho_a^*(x)$ and $L^*(x)$ separately. Thus, the total number of farmers N_a^* is indeterminate. However, this is not a problem for the characterization of the model equilibrium, as we do not focus on landowners and density distributions. All agricultural land could either be run by one single farmer, or by a multitude of small farmers, land use patterns remain unchanged. As $r_p^*(x) = r_u^*(x)a(x)^{\frac{\gamma}{\beta}}$ and $r_p^*(x) = r_a^*(x)$ in the mixed land-use area, we derive the level of amenities within the peri-urban area in equilibrium :

$$a^*(x) = \left(\frac{r_a^*(x)}{r_u^*(x)} \right)^{\frac{\beta}{\gamma}} \quad \text{at any } x \in [x_1, x_2] \quad (3.16)$$

Combining (3.16) with (3.13) and (3.15), we obtain the equilibrium proportion of agricultural land at any location x within the peri-urban area :

$$\Theta^*(x) = \frac{k^*(x)}{\delta} \left(\frac{r_a^*(x)}{r_u^*(x)} \right)^{\frac{\beta}{\gamma}} \quad \text{at any } x \in [x_1, x_2] \quad (3.17)$$

Population in equilibrium In an open city, the utility level is exogenous and identical in all cities such that households are free to migrate in or out without any cost. In equilibrium, the developed area must provide housing for all households, the number of which is endogenous to the model and given by :

$$N_u^* = \int_0^{\bar{x}} \rho_u^*(x) 2\pi x dx ; N_p^* = \int_{x_1}^{x_2} \rho_p^*(x) 2\pi x dx \quad (3.18)$$

Budget in equilibrium To fund the AEP, local authorities collect a lump-sum tax η from all households. Budget equilibrium requires that we have :

$$\eta^* (N_u^* + N_p^*) = \sigma 2\pi \int_{\hat{x}}^{\hat{x}'} \Theta^*(x) x dx \quad (3.19)$$

where the right-hand term in (3.19) is the subsidy (in €/ha) multiplied by the agricultural area contracted to the program S_a^* (in ha).

Spatial general equilibrium The spatial general equilibrium can be simplified into the 8-uple $\{r_u^*, \bar{x}, x_1, x_2, \Theta^*, N_u^*, N_p^*, \eta^*\}$ defined by (3.11), (3.17), (3.18) and (3.19), the boundaries being defined in the text.

3.2.7 Comparative static analysis

The complete comparative static analysis of the model has been performed without an AEP¹⁸. The results are consistent with the usual effects highlighted by classic monocentric city models : higher income and lower commuting costs lead to an increase in urban and peri-urban development. The assumption of agricultural heterogeneity across space makes variations of agricultural parameters non-neutral with regard to the peri-urban bid-rent and therefore to the size and location of the mixed land-use area. When prices of agricultural inputs and outputs vary, the peri-urban households' residential trade-offs may be affected by the change in agricultural intensity, and therefore amenity provision. However, in our model, the introduction of the AEP implies a segmented space where various configurations may occur, in terms of the relative locations of the regulated and the mixed land-use areas. This leads to more complex non-linear relationships and contradictory effects that cannot be solved analytically. The main economic mechanisms involved when the AEP is introduced into the model are the following. As the policy is funded by a tax on individual households, a larger regulated area leads to a higher tax income. From (3.11), we have $\partial r_u / \partial \eta < 0$, meaning that urban households are negatively affected by the introduction of the AEP. It follows that the impact on urban variables, such as location of the city boundary and total urban population, is similar. The effects on peri-urban households are more difficult to predict. The negative effect of taxation may be counterbalanced by an increase in the supply of local environmental amenities arising from the AEP which has a positive impact on the peri-urban bid-rent (from (3.12), we have $\partial r_p / \partial a(x) > 0$). Obviously, the global effect depends on the location of the regulated area, which also determines the effects on $\Theta^*(x)$ and N_p . The comparative static analysis on agricultural parameters, regarding the parameters of the AEP, is more simple to determine. From (3.4), (3.5), (3.6) and (3.7), we obtain the results in table 3.1.

18. The interested reader can find them in the appendix B.

		r_a^*	k^*	\hat{x}'	\hat{x}
σ	if $x \in [\hat{x}, \hat{x}']$	+	0	0	-
	otherwise	0			
\hat{k}	if $x \in [\hat{x}, \hat{x}']$	+	+	-	-
	otherwise	0	0		

TABLE 3.1 – Effects of (σ, \hat{k}) on agricultural variables

Given the complexity of the model, we choose to visualize the various effects of the AEP through numerical simulations.

3.3 Numerical model

Following Wu & Plantinga (2003), Bento *et al.* (2006) and Wu (2006), we run a set of numerical simulations in order to visualize the equilibrium patterns of the model and to establish both the direct and indirect effects of the model parameters.

The model's structural parameters are set to simulate a plausible medium-sized French city, using data from the French National Institute of Statistics and Economic Studies (INSEE)¹⁹ and the Farm Accountancy Data Network (FADN)²⁰. Parameter values are presented in table 3.2. According to the income survey conducted by INSEE, between 2000 and 2009, the average income for French households was 33,384 euros. Around a quarter of their total expenditures was on housing (25.6% in 2010). Commuting costs for households are calculated by the French Internal Revenue Service at around 0.4 €/km. Assuming there are 1.5 workers per household travelling to and from the CBD throughout the year, we set $\tau = 400$ €/km/year. Finally, in order to generate a realistic urban bid-rent at the CBD, we set the equilibrium utility value to $\bar{V} = 10,100$. Given the lack of relevant data on household preferences for the amenities associated with AEPs, we arbitrarily set $\gamma = 0.2$.

The proportion of non-land costs per hectare reported in the FADN is approximately 90% of the total cost and gives an average level of charges $p_k k^* = 1,861$ €/ha per farm, and an average gross product $p A k^{*\alpha} = 1,714$ €/ha per farm, in 2009. Combining this with the estimated proportion of non-land costs per hectare, we obtain a ratio between the output price and the non-land input price of 2.85. We assume that this ratio is constant for an average French farm. We set $\alpha = 0.8$, $p_k = 1$ and $p = 2.62$ in order to generate realistic values. Transportation costs for farmers are set to $t = 0.02$ €/km/output unit, so that the radius of the total available land under the influence of the urban area is $\underline{x} = 91.6$ km.

19. <http://www.insee.fr/fr/themes/> (accessed : May 22, 2012).

20. The FADN is an European database providing accountancy data on farm incomes and operations in the European Union. <http://ec.europa.eu/agriculture/rica/> (accessed : May 22, 2012).

Parameter	Value
w Income level	33 000 €
τ Commuting cost	400 €/km/year
β Housing budget share	0.25
\bar{V} Equilibrium utility level	10, 100
γ Preference for amenities	0.2
p Price of agricultural output	2.62 €/output unit
p_k Price of non-land input	1 €/input unit
α Elasticity of production factor	0.8
t Transport costs for farmers	0.02 €/km/output unit/year
A Technical constant	1
δ Farming-amenity degree of jointness	
<i>Urban extension case</i>	24
<i>Leapfrog case</i>	18

TABLE 3.2 – Parameter values and signification

Development patterns are depicted in figure 3.2. We show two possible sprawl patterns : urban extension and leapfrog development. The occurrence of these scenarios depends, to some extent, on the capacity of agriculture to provide amenities (δ). Figure 3.2a illustrates a case where the mixed land-use area is disconnected from the city. We define this urbanization pattern as leapfrog development, which occurs when δ is relatively low (i.e $\delta = 18$). The mixed land-use area is disconnected from the city when the surrounding agricultural activity has a low capacity to provide amenities. The second benchmark configuration depicted in figure 3.2b is characterized by a peri-urban area located adjacent to the urban area. This urban extension development pattern occurs when farming has a higher degree of joint-production of amenities.

The main characteristics of both benchmark cities are summarized in table 3.2. The size of the mixed land-use area and the number of peri-urban households are higher in the case of urban extension. This is due to household preferences for amenities (γ) remaining equal in both cases. An increase in the capacity of agriculture to provide amenities strongly encourages households to move in.

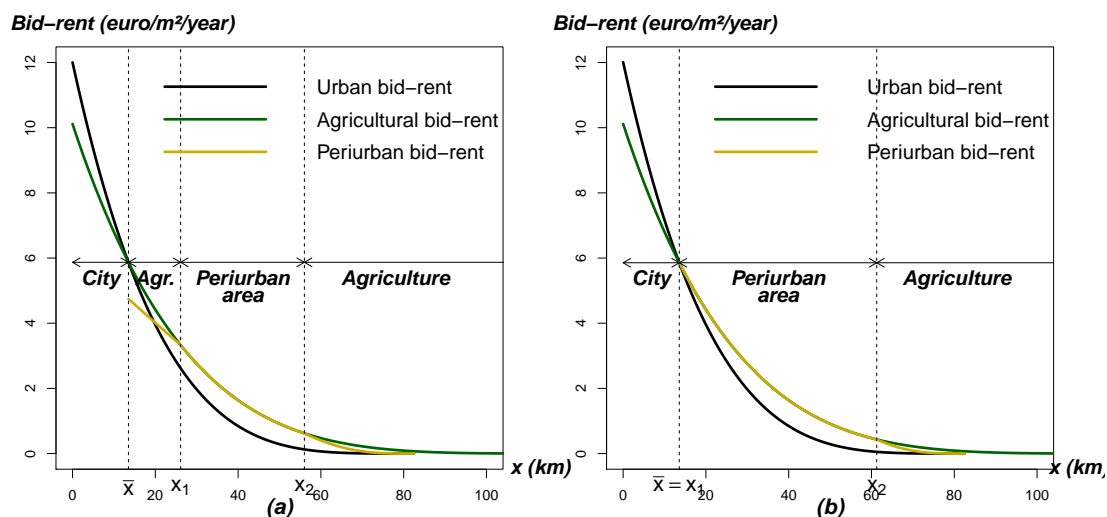


FIGURE 3.2 – Benchmark patterns of development : (a) leapfrog and (b) urban extension.

Description variable		Benchmark	
		<i>Urban extension</i>	<i>Leapfrog development</i>
δ	Capacity for a farm to provide amenities	24	18
\bar{x}	Radius of the city (<i>km</i>)	13.61	13.61
$(x_2 - x_1)$	Size of the periurban area (<i>km</i>)	47.67	30.17
N_u	Number of urban households	240,505	240,505
N_p	Number of periurban households	254,527	66,944
$\bar{\Theta}^*$	Mean fraction of agricultural land within the periurban area (%)	0.88	0.73

TABLE 3.3 – Characteristics of our two benchmark cities

3.4 Effects of the agri-environmental policy

Farms that are close to the city tend to be intensive and farmers may not be interested in reducing their non-land inputs, unless they receive substantial compensation. Therefore, an agri-environmental policy can be designed to encompass land that is either closer to or more distant from the city's boundaries. This decision depends on the level of payments made to farmers (σ) and the restrictions placed on non-land inputs (\hat{k}). Thus, there is a significant potential for agri-environmental policy to be involved in spatial organization within nearby cities and to participate in the shaping of the suburban area.

3.4.1 Effects on the urban structure

This section examines the effects of AEPs on the urban structure through some key description variables : location of the urban boundary and size of the periurban area.

Urban boundary (\bar{x}) The effects of the AEPs on the size of the urban area are depicted in figure 3.3a and 3.3b for the urban extension and leapfrog cases, respectively. As urban households do not value agricultural amenities, their bid-rent function remains unaffected by a change in the supply of amenities. However, as urban households are taxed in order to fund the program, an increase in the level of subsidy leads to a decrease in their urban bid-rent ($\partial r_u^*/\partial \eta < 0$). Consequently, as the participating area increases in size (i.e. low \hat{k} and high σ), the location of the urban boundary tends to come closer to the CBD, which is indeed what we observe in figure 3.3a and 3.3b for approximately $\sigma > 100$ €/ha and $\hat{k} < 5$ non-land input units. In addition, farmers who agree to participate in the AEP capitalize the subsidy in their bid-rent function, so that their bid-rent function increases. In cases where participating farmers are located at the urban fringe (i.e. high \hat{k} and high σ), farmers can outbid urban households. This explains the negative impact observed for σ , varying from 200 to 300 €/ha, coupled with $\hat{k} > 20$

non-land input units.

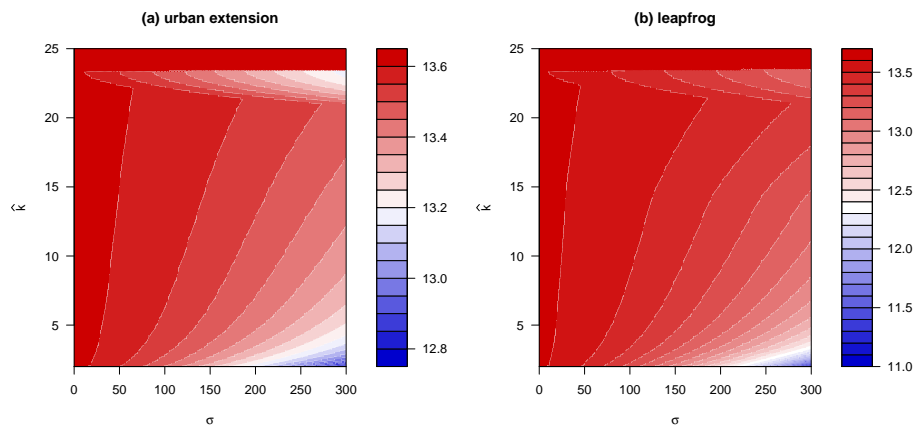


FIGURE 3.3 – Effect of the AEP on \bar{x} in km

It appears from this simulation that an ambitious agri-environmental policy, funded by all inhabitants, could theoretically reduce the size of the city. In practice, this may lead to a real hindrance to urban development in both benchmark scenarios. Obviously, this result depends on the assumption of an open city that allows both costless in- and out- migration, but it still shows the non-spatial neutrality of a public policy that supports the provision of a public good such as agricultural amenities.

Size of the periurban area and development pattern The effect of AEPs on the size of the periurban area is more complicated. Figure 3.4a and 3.4b depict the variation in the size of the peri-urban area ($x_2 - x_1$) induced by various combinations of (σ, \hat{k}) , compared to the benchmark cases. We consider these variations in the leapfrog and urban extension configurations, respectively. We observe two main antagonist effects following the introduction of AEPs. The first effect is the reduction in the size of the mixed land-use area, due to peri-urban households being taxed to fund the policy. The decrease in the peri-urban bid-rent, combined with an increase in the agricultural bid-rent, following the capitalization of the subsidy, leads to a situation where farmers can

outbid households. As a consequence, the peri-urban area tends to become smaller. However, the increased supply of local environmental amenities generated by the policy is an incentive for peri-urban households to move into the area ($\partial r_p^*/\partial a > 0$). Depending on the location and magnitude of the area under the AEP, the negative impact of the additional taxation required to fund the scheme can be compensated for by the increased amenity level provided by those farmers who participate in it. Farmers located in the adoption area can therefore be outbid for land by peri-urban households, leading to a larger peri-urban area.

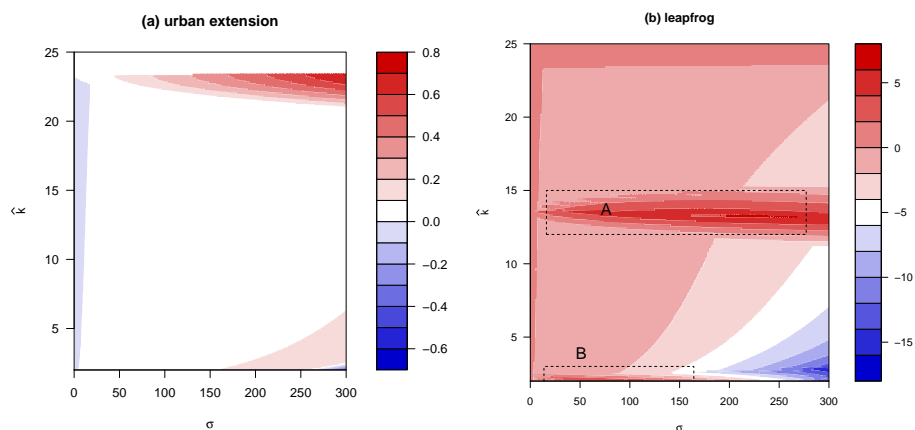


FIGURE 3.4 – Effect of the AEP on $(x_2 - x_1)$ in %

In the leapfrog case (figure 3.4b), the negative tax effect is clearly visible at high levels of subsidy ($\sigma > 150$ €/ha) and intermediate and low levels of maximum non-land inputs use ($\hat{k} < 10$). These combinations (σ, \hat{k}) ensure a large adoption area, leading to a high policy cost and therefore a higher tax applied to households. The negative effect prevails. However, we observe two distinct shapes, denoted A and B in figure 3.4b, at \hat{k} between 12 and 15 and $\sigma > 10$ €/ha, and at $\hat{k} < 3$ and σ between 10 and 200 €/ha. In both cases, the adoption area is adjacent to the existing periurban area. In case A, the adoption area is situated next to the peri-urban area, but closer to the city. The level of amenities

was originally too low to encourage households to relocate there. However, the adoption of AEPs has led to an increase in amenities causing households to outbid farmers, and thereby widening the peri-urban area or, in extreme cases, causing the emergence of a second peri-urban belt. In the second case (B), the adoption area is situated just beyond the peri-urban area. The additional provision of amenities compensates households for their higher commuting costs so that they can afford to settle further away from the city. These results highlight a potential undesirable effect resulting from the introduction of an AEP, i.e. an increase in the occurrence of leapfrog development.

In the case of an urban extension city (figure 3.4a), the variation in the peri-urban area resulting from different combinations of AEPs is more limited. It only varies from -0.6 to 0.8% (whereas the variation could range from -15 to 5% in the case of the leapfrog configuration). This difference is due to the prior existence of a larger peri-urban area in the case of the urban extension city, as opposed to the leapfrog city. The main positive variation in the size of the peri-urban area can be explained by the contraction of the urban area, leaving more space for mixed land-use. This happens in the previously identified combinations of (σ, \hat{k}) which have a negative impact on \bar{x} .

3.4.2 Redistributive effects of the policy

In the following section we discuss the impacts of different combinations of AEPs on land values. We define the total land value for each agent as follows :

$$R_u = 2\pi \int_0^{\bar{x}} r_u^*(x)xdx ; R_a = 2\pi \int_{\bar{x}}^x \Theta^*(x)r_a^*(x)xdx ; R_p = 2\pi \int_{x_1}^{x_2} (1 - \Theta^*(x))r_p^*(x)xdx \quad (3.20)$$

The total land value is defined by $R = R_u + R_a + R_p$. Table 3.4 shows the impact of four different combinations of (σ, \hat{k}) on the total land value in the area considered, both for a leapfrog and an urban extension benchmark configuration, respectively. We observe that AEPs have no impact on the total land value R . The introduction of any

Parameter	Benchmark	Agri-environmental scenarios			
	<i>Urban extension case</i>				
(σ, \hat{k})	(0,0)	(50, 5)	(50, 22)	(250, 5)	(250, 22)
η	-	2.80	0.94	68.00	10.39
S_a^*	-	277	93	578	202
R_u	4,441	4,427	4,437	4,086	4,312
R_p for $x \in [\hat{x}, \hat{x}']$	-	256	38	311	56
R_p otherwise	5,176	4,927	5,147	4,704	5,106
R_a for $x \in [\hat{x}, \hat{x}']$	-	364	526	755	1,176
R_a otherwise	16,547	16,190	16,016	16,299	15,510
R	26,164	26,162	26,164	26,155	26,161
ΔR_u in %	-	-0.31	-0.091	-3.52	-2.89
ΔR_p in %	-	0.14	0.17	-0.57	-0.26
ΔR_a in %	-	0.042	-0.028	1.12	0.84
ΔR in %	-	-0.006	-0.0007	-0.07	-0.01
	<i>Leapfrog case</i>				
(σ, \hat{k})	(0,0)	(50, 5)	(50, 22)	(250, 5)	(250, 22)
η	0	6.05	1.63	69.45	17.96
S_a^*	-	370	100	780	212
R_u	4,441	4,410	4,433	3,560	4,278
R_p for $x \in [\hat{x}, \hat{x}']$	-	134	0	85	0
R_p otherwise	1,414	1,284	1,409	904	1,358
R_a for $x \in [\hat{x}, \hat{x}']$	-	486	564	980	1,232
R_a otherwise	20,310	19,847	19,758	20,571	19,289
R	26,164	26,161	26,164	26,101	26,156
ΔR_u in %	-	-0.70	-0.17	-8.15	-3.67
ΔR_p in %	-	0.31	-0.36	-7.32	-3.93
ΔR_a in %	-	0.11	0.06	2.18	1.04
ΔR in %	-	-0.014	-0.002	-0.15	-0.029

Note : σ in €/ha, η and R in €, and S_a^* in km^2

TABLE 3.4 – Effects of four AEP scenarios on land values

combination of AEPs has no significant effects on the global welfare level, compared to a situation where there is no policy in place. This is due to our assumption of an open-city model, where the equilibrium level of utility is exogenous and where households can move out of the city at no cost if they fail to reach that level of utility after the introduction of the AEP. Also note that our measurement of total land value R , only involves r_u and r_a , without accounting for r_p for the simple reason that $r_p = r_a$ within the mixed land-use area. Therefore, our measurement of land value is neutral with respect to the proportion of residential use within the peri-urban area. Therefore, we are not able to discuss welfare effects, but impacts in terms of land values only.

Land values can vary depending on the land-use considered (R_u, R_p, R_a in table 3.4), implying that significant redistributive effects can be observed between land-uses. We observe that owners of urban land are systematically penalized by the introduction of the AEP. R_u keeps decreasing under any scenario, meaning that urban households help to fund a policy from which they gain no benefit, which lowers the land value.

With respect to peri-urban land, we observe that the impact of the AEP on R_p can be either positive or negative. We explain this as the result of two conflicting mechanisms. First, peri-urban households are taxed, which has the direct effect of lowering their bid-rent, similar to their urban counterparts. Secondly, the AEP enhances the production of agricultural amenities, which are valued by peri-urban households, and therefore automatically increases their bid-rent function. If peri-urban households are located within the regulated area $[\hat{x}, \hat{x}']$, they may wish to increase their bid-rent, directly benefiting to the owners of these parcels of land. However, in the case of land located outside the regulated area, the impact on land values is negative. Therefore, the total effect of the AEP on R_p depends on the relative weight of these two mechanisms.

For instance, we observe that, in the case of a low tax and accessible regulated area, the global impact of the AEP on the owners of peri-urban land is positive, while under scenarios where tax is highest, or the regulated zone is too far from the CBD, the global

impact is negative.

Finally, we highlight the fact that the impact of the AEP on owners of farmland is positive overall. This is because farmers within the regulated area are granted a subsidy. Obviously, the larger the regulated area, the greater the positive effect on R_a . Moreover, even non-subsidized farmers benefit from the introduction of the AEP, in the sense that the tax impact on non-farm households makes them lower their bid-function, leaving a greater proportion of the land for agriculture. However, in the urban extension case, for $\sigma = 50$ €/ha and $\hat{k} = 22$, the impact on R_a is negative. The combination of (σ, \hat{k}) implies that the regulated area is located right next to the city. Due to the improvement in the quality of amenities, and high accessibility to the CBD, the area becomes very attractive to households and the share of agricultural land decreases, explaining the negative impact on R_a , despite the subsidy.

3.5 Conclusion

In this article we have identified the spatial effects of a voluntary agri-environmental policy in a suburban context. We note that the presence of natural amenities is a strong driver for urban sprawl, and therefore adopted a monocentric city model where amenities are generated by farmers whose behavior is endogenized. Introducing farmers' behavior into a monocentric city model in this way is rare in the literature and our model allows us to better understand the potential connections between spatially varying amenities and the location decisions of households, particularly in the case where a public policy is introduced encouraging farmers to produce amenities. Our theoretical results are consistent with empirical studies that have been carried out in order to study these connections (Irwin & Bockstael, 2004; Roe *et al.*, 2004; Towe, 2010; Geniaux & Napoléone, 2011).

Depending on the characteristics of the AEP and on the extent of their adoption by farmers, we identify several potential effects on patterns of urban development. Increasing households taxes, in order to fund the policy, leads to a decrease in household bid-rents which, in our open city model, leads to a smaller city and a smaller peri-urban area. However, depending on the location of the regulated area, we also identify an undesirable side-effect of the policy, which is the emergence of additional leapfrog development. Indeed, if the AEP is widely adopted by farmers within an accessible area, then the level of environmental amenities provided by agriculture increases, and therefore becomes an incentive for households to locate nearby, thus encouraging development where permitted. The net effect of agri-environmental measures on urban sprawl therefore depends on the negative impact of taxation and the positive effect of increased amenities.

Although the global level of welfare does not vary because of our open-city assumption, our analysis of the impacts of the introduction of an AEP within our model allows

us to identify various redistributive effects, in terms of land values, for owners of different types of land. Urban households are taxed to fund the policy but gain no benefit from it, therefore the urban land value tends to decrease following the introduction of the policy. The same observation holds for peri-urban land located in the non-regulated area. However, the impact on land values can be positive for farmland, through the subsidy level and reduction in competition for land, and for peri-urban land located in the regulated area, through the increased amenity level.

We therefore highlight the fact that an agricultural policy may not be neutral with regard to the competition for land use. Our model shows how the introduction of such a policy may induce redistributive effects among property assets, penalizing owners of residential land in favor of owners of farmland and of peri-urban land specifically located in regulated areas. Our recommendation is that, within a given territory, agricultural and land-use policies should account for these relationships and be based on a more holistic approach that better reflects these interdependencies.

Our model could be improved by considering different assumptions regarding the jointness of production of agricultural goods and environmental amenities. As discussed previously, the interactions between agricultural activity and environmental services are rather complex, whereas our approach in this article is simplified into a case where the production of agricultural outputs and positive externalities is competitive, as is generally the case in the US and Australia. We could also improve the model by introducing spillover effects for the provision of externalities that have a wider spatial impact, such as biodiversity conservation, water pollution or erosion. Future research could also consider other types of policies, taking spatial heterogeneity into consideration. A good example of this would be spatially targeted agri-environmental policies, aimed at protecting particular landscape features or threatened ecosystems. Finally, an interesting extension of the model would be its transposition into a dynamic model, which would be particularly suitable for an inter-temporal choice process involving irreversibility, such as urban

sprawł.

Chapitre 4

Spatial targeting of agri-environmental policies and urban development

Spatial targeting of agri-environmental policies and urban development

Spatially targeted agri-environmental policies contribute to preserve the provision of natural amenities such as lakes, rivers or wetlands from agricultural pollution by encouraging farmers to adopt environmentally friendly practices within the vicinity of these ecosystems. Impacting the level of amenities, they may thereby affect household location decisions. The purpose of this chapter is to investigate the extent of these impacts on the spatial urban structure. We extend a monocentric city model to include farmers' responses to an agri-environmental policy. Our main findings are that the implementation of a spatially targeted agri-environmental policy may lead to some additional urban development, which could conflict with the aim of the policy. This chapter was the subject of an article recently published in *Ecological Economics*¹.

Politiques agri-environnementales territorialisées et développement urbain

Les politiques agri-environnementales territorialisées contribuent à préserver des aménités naturelles telles que des lacs, des rivières ou des zones humides de la pollution agricole en incitant les agriculteurs à adopter des pratiques respectueuses de l'environnement au sein de ces écosystèmes. En agissant sur les aménités naturelles, elles peuvent donc influencer le choix de localisation résidentielle des ménages. L'objectif de ce chapitre est d'étudier l'étendue de ces effets sur une structure urbaine spatialisée. Nous utilisons un modèle de ville monocentrique dans lequel nous incluons le comportement des agriculteurs vis-à-vis d'une politique agri-environnementale. Nous constatons que l'introduction d'une politique agri-environnementale territorialisée peut mener à l'apparition de développement urbain supplémentaire, qui peut se révéler contradictoire par rapport à l'objectif même de la politique. Ce chapitre a fait l'objet d'un article scientifique récemment publié dans *Ecological Economics*¹.

1. Coisnon, T., Oueslati, W. & Salanié J. 2014. Spatial targeting of agri-environmental policies and urban development. *Ecological Economics*, 101, 33-42.

4.1 Introduction

Agri-environmental policies focus on protecting and preserving natural resources and ecosystem services, although they differ throughout the world in terms of design and level of importance. Despite their international variability, agri-environmental policies (AEPs) share some common features : farmers are enrolled in environmental programs on a voluntary basis in exchange for payment (Wunder *et al.*, 2008; Baylis *et al.*, 2008). AEPs implementation has raised several efficiency concerns. First, informational asymmetries between the contractors (i.e. farmers as 'agents' and the State as 'principal') can induce inefficiencies. These arise either due to the fact that farmers' implementation costs are unknown to the principal (adverse selection : e.g. Latacz-Lohmann & Van der Hamsvoort, 1997; Canton *et al.*, 2009), or because the principal cannot control farmers' actions after contract implementation (moral hazard : e.g. Choe & Fraser, 1999; Ozanne *et al.*, 2001). Secondly, as a result of budget constraints, not all of the land can be included within an AEP. This calls for targeting strategies. Babcock *et al.* (1997) have shown the superiority of benefit-cost targeting strategies over environmental benefits or land costs targeting strategies. When land development is frequent, land-use change should also be accounted for within an AEP spatial targeting strategy, in order to secure benefits from future land-use conversions (Newburn *et al.*, 2005, 2006). Thus, the efficiency of AEP targeting is highly dependent upon the correlation between costs and benefits (Babcock *et al.*, 1997). In this paper, we argue that this is likely to be the case in urban-influenced areas and that this correlation is positive, meaning that parcels of land that need the most regulations are also the most expensive ones.

We propose a theoretical analysis of the interplay between urban development and agri-environmental policies. At the rural-urban fringe, farmland is more expensive because it capitalizes the option value of future land development (Capozza & Helsley, 1989). This has consequences in terms of farming systems. Close to cities, farmland is

substituted by non-land inputs² and farming is more intensive (Beckmann, 1972; Heimlich & Barnard, 1992; Cavailhès & Wavresky, 2007). Many ecosystem services such as open spaces, aesthetic and cultural landscapes, ground and surface water quality are by-products of farming (Hodge, 2008). These ecosystem services may be in jeopardy near cities. Further away, farming is more extensive and consequently is more environmentally good, assuming that crop production remains the same across space. This spatial distribution of farming externalities also influences residential development which, in turn, modifies ecosystems. Irwin & Bockstael (2004) have shown that land conservation policies that aim to preserve landscape and natural amenities, have an indirect side-effect in terms of the development of surrounding parcels of land. These results were also supported by Roe *et al.* (2004) using a conjoint analysis, and Towe (2010) and Geniaux & Napoléone (2011), respectively, studying US and European cases using a propensity score matching method. Consequently, in our approach, AEPs may affect both farming (directly) and urban development (indirectly) and the net effects of AEPs on ecosystems is undetermined.

We built a model of a monocentric city where this interplay is made explicit. Existing urban economics models assume that amenities are either exogenous (Brueckner *et al.*, 1999; Wu & Plantinga, 2003; Wu, 2006) or proportional to agricultural land share (Cavailhès *et al.*, 2004; Bento *et al.*, 2011). We modify these models by allowing the level of amenities to vary spatially with farmers' behaviour. In this endogenous setting, farming is more intensive and more polluting close to the city. We then introduce an AEP which is spatially targeted to protect a given watershed in the urban-influenced area. The implementation of the AEP depends on its adoption by farmers, which in turn depends on the opportunity cost of the land. When adopted, the AEP enables water pollution from agriculture in the watershed to be regulated. However, it also increases the attractiveness of the watershed for residential development. Inevitably, and in accordance

2. Gears, chemicals, pesticides, etc.

with empirical findings by Hascic & Wu (2006) and Atasoy *et al.* (2006), the subsequent urban development lowers the environmental efficiency of the AEP. Thus, our model is in line with land use models and empirical evidence developed by Newburn *et al.* (2006) and Langpap *et al.* (2008). We provide a rigorous framework with which to analyse these policies in an urban setting. Contrary to Wu & Irwin (2008), who provide an insightful analysis of the dynamic of a city, our approach is static, focusing on the AEP effects. We believe that our analysis is of particular importance to European countries for two reasons. First, AEPs are poorly targeted in Europe (Uthes *et al.*, 2010). While the law offers the opportunity for Member States to target benefits and costs³, most European agri-environmental policy is focused on Habitat Protection Zones (Natura 2000) and Nitrate Pollution Vulnerable Zones designated by local (sub-national) authorities. With the exception of a few specific cases (Kuhfuss *et al.*, 2012), AEPs in Europe are not cost-benefit targeted. Secondly, European countries are densely populated and urban sprawl is an important concern (EEA, 2006). The remainder of the paper is as follows. In the first section, we develop a static monocentric model of an urban area with an AEP. In the second section we present a numerical application of the model. We discuss the policy implications of our findings in the final section, and conclude by evoking some ideas for future work.

3. Art. 39-4 of the European Council Regulation n°1698/2005

4.2 A model of location decision

This section develops a model that conforms to the basic assumptions of the monocentric city model, including an exogenously determined central business district (CBD) to which households commute for employment. Households have identical incomes and preferences, and commuting costs depend on the distance between the residential location and the CBD. Land developers have identical technologies, and the market for residential development is competitive. The model assumes a thünenian organisation of suburban agriculture, so that farmers' behaviour is influenced by the city.

The landscape is represented by a cartesian coordinate plane \mathbb{R}^2 , with the CBD located at $(0,0)$ and the horizontal and vertical axes representing the West-East and North-South directions, respectively. The distance between the CBD and any residential site located at (u, v) is given by $x = \sqrt{(u^2 + v^2)}$, which together with the angle of incidence θ also determines the location of agents, where $(u, v) = (x \cos \theta, x \sin \theta)$. The landscape is characterised by an area-featured amenity source such as a lake. All residential sites are differentiated by their proximity to this lake. As a pure public good, the lake - or more specifically the level of amenities provided by the lake - is supposed to be both non-excludable and non-rivalrous. Farmers and households located within the lake's watershed produce a residual pollution that affects the quality of amenities provided by the lake. The agri-environmental policy will therefore be aimed at limiting the pollution of the lake, as a public good.

4.2.1 The household location decision

Households make a trade-off between accessibility to the CBD and land consumption. Each household chooses a combination of residential space q_h , location (u, v) , and a numeraire non-housing good s to maximise their utility subject to the budget constraint $w = r(u, v)q_h + s + \tau x$; where w is the gross household income, τ is the round-trip

commuting cost per kilometre and $r(u, v)$ is the housing rent at (u, v) . Households derive utility from the amenities $a(u, v)$ provided by the lake ecosystem (i.e. scenic lake views, fishing, recreational activities, etc).

As indicated by numerous hedonic studies on property values, the level of amenity at each location in the landscape depends on its distance from the source of the amenity. Let a_L be the maximum level of amenity provided close to the lake (u_L, v_L) and z be the distance between the household's location (u, v) and the lake. The level of natural amenity at any location (u, v) is given by :

$$a(u, v) = 1 + a_L e^{-\eta z} \quad (4.1)$$

where η is the decreasing rate of amenity as distance from the lake increases and 1 is the level of amenity at locations that are distant from the lake.

The lake is subject to pollution produced both by farms and developed parcels of land, when they are located within the lake's watershed. The total flow of pollution that reaches the lake reduces the level of amenities that the lake ecosystem provides. Therefore, the maximum level of lake amenities can be written as

$$a_L = a_0 - E(W) \quad (4.2)$$

where a_0 is the original level of lake amenities (without pollution). The specification of the total flow of pollution $E(W)$ depends on the farmers' behaviour, discussed in section 4.2.4, and on the amount of urbanised land within the watershed.

The household utility function is assumed to be a Cobb-Douglas : $U(q_h, s, a(u, v)) = q_h^\beta s^{1-\beta} a(u, v)^\gamma$ where $0 < \beta < 1$ and $\gamma > 0$. The first-order conditions for the utility maximisation problem define the optimal choice of housing space and non-housing space at any location :

$$s^*(u, v) = (1 - \beta)(w - \tau x) \quad (4.3)$$

$$q_h^*(u, v) = \frac{\beta(w - \tau x)}{r^*(u, v)} \quad (4.4)$$

(4.3) shows that expenditure on the numeraire good decreases by $(1 - \beta)\tau$ with each unit of distance x from the CBD. Using (4.1), we can derive the household bid-rent function :

$$r^*(u, v) = \left[\frac{\beta^\beta (1 - \beta)^{1-\beta} (w - \tau x)}{\bar{V}} \right]^{\frac{1}{\beta}} (1 + a_L e^{-\eta z})^{\frac{\gamma}{\beta}} \quad (4.5)$$

The bid-rent function (4.5) corresponds to a household's maximum willingness to pay for housing at location (u, v) . At equilibrium, households are indifferent to where they locate because their equilibrium level of utility is the same at each location and exogenous from the perspective of an open city. In a case where there are no amenities, the bid-rent function would strictly decrease with distance to the CBD. However, with $a_L e^{-\eta z} > 0$, households may be willing to pay more for a desirable location than for proximity to their place of work.

4.2.2 Developers' decision

Developers produce housing goods under constant return to scale in a competitive market, by converting agricultural land into residential use. They choose the location (u, v) and housing density $d(u, v)$, maximising their profit function $\pi_d(u, v) = r^*(u, v)d(u, v) - r_d(u, v) - c(d(u, v))$, where $r^*(u, v)$ is the rent paid by households, $r_d(u, v)$ is the land price paid by developers at the location (u, v) , and $c(d(u, v))$ is a technical and labour cost function depending on the chosen housing density. The developer's cost function is specified as follows : $c(d) = d(u, v)^\delta$ where $\delta > 1$, meaning that the cost function is increasing. Note that developers have no preferences regarding the development location. First order conditions allow us to define the optimal housing density distribution :

$$d^*(u, v) = \left(\frac{r^*(u, v)}{\delta} \right)^{\frac{1}{\delta-1}} \quad (4.6)$$

Competition drives profits to zero, so that we derive the following developers' bid-price for a parcel of land located at (u, v) :

$$r_d^*(u, v) = (\delta - 1) \left(\frac{r^*(u, v)}{\delta} \right)^{\frac{\delta}{\delta-1}} \quad (4.7)$$

4.2.3 The farmers' behaviour

Farmers produce a level of agricultural output per hectare y and sell it at the CBD with transport costs t per unit of distance. The production function $y = f(k, (u, v))$ is increasing and concave and has constant returns to scale. $k(u, v)$ is the level of non-land inputs per unit of land used by farmers at location (u, v) and represents the intensity of farming. The prices of crops and inputs, respectively p and p_k , are taken as given and the land rent at (u, v) is $r_a(u, v)$. The agricultural production function is assumed to be a Cobb-Douglas : $y = Ak^\alpha$ with $A > 0$ and $0 < \alpha < 1$. In the absence of any public policy, the farmer's program is given by :

$$\max_k \pi_a(k, (u, v)) = \max_k (p - tx)f(k(u, v)) - p_k k(u, v) - r_a(u, v) \quad (4.8)$$

First-order conditions allow us to determine the level of non-land inputs used by farmers at distance x from the CBD :

$$k^*(u, v) = \left(\frac{\alpha A (p - tx)}{p_k} \right)^{1/1-\alpha} \quad (4.9)$$

$k^*(u, v)$ is a monotonous decreasing function of distance to the CBD. Close to the city, farms tend to be intensive, characterised by a relatively high level of non-land inputs. Further away from the city, farms progressively become more extensive, as k falls. This spatial variation of k is consistent with many empirical observations (Katzman, 1974; Heimlich & Barnard, 1992; Cavailhès & Wavresky, 2007).

Competition drives farmers' profits to zero, so that we can derive their bid-rent

function at any location (u, v) :

$$r_a^*(u, v) = (p - tx)^{\frac{1}{1-\alpha}} A \left(\frac{\alpha A}{p_k} \right)^{\frac{\alpha}{1-\alpha}} (1 - \alpha) \quad (4.10)$$

From (4.10), we derive that $\partial r_a^*/\partial x < 0$, meaning that $r_a^*(u, v)$ is a decreasing function of distance. This negative bid-rent gradient is due to the Thünenian behaviour, supported by empirical evidence (Plantinga *et al.*, 2002; Cavailhès & Wavresky, 2003; Livanis *et al.*, 2006; Wu & Lin, 2010). We assume that from a distance \underline{x} , suburban agriculture stops in favour of exporting farming, preserved from any urban influence, not prone to any land-use competition, and characterised by an exogenous agricultural rent \underline{r}_a . Land being allocated to the highest bidder, \underline{x} is reached when : $r_a^*(\underline{x}) = \underline{r}_a$.

4.2.4 Lake pollution

We assume that farms located within the lake's watershed (W) generate pollution (i.e. sediments and pesticide run-off). Part of this pollution ends up in the lake, and the rest is absorbed naturally as it is transported to the lake. Let ϕ_a be the rate of pollution generated per unit of farm intensity k and λ_a be the natural absorption coefficient, depending on the bio-physical characteristics of the soil (eg. texture, porosity, slope, amount of organic matter). Therefore, the net flow of agricultural pollution affecting the lake is given by :

$$E_a(W) = \iint_W \phi_a k^*(u, v) e^{-\lambda_a z} dudv \quad (4.11)$$

where z is the distance between the farm and the lake. One can reasonably assume that farms located outside the watershed have no polluting effects on the lake. In addition, as in Wu & Irwin (2008) and Chen *et al.* (2009), we consider that developed land also pollutes the lake. This is consistent with empirical evidence provided by Booth & Jackson (1997) and Hascic & Wu (2006) in US watersheds. The flow of residential pollution that reaches the lake depends on the housing density of the developed area within the

watershed. It is given by :

$$E_d(W) = \iint_W \phi_d d^*(u, v) e^{-\lambda_d z} dudv \quad (4.12)$$

where $d^*(u, v)$ is given by (4.6) and λ_d represents the decreasing rate of pollution with distance from the lake.

Thus, the total flow of pollution that reaches the lake is :

$$E(W) = E_a(W) + E_d(W) \quad (4.13)$$

4.2.5 Implementation of a spatially targeted agri-environmental policy (AEP)

The government introduces an agri-environmental policy (AEP) aimed at reducing pollution of the lake by agriculture. The AEP only targets farmers settled within the lake's watershed. This policy consists of a voluntary contract with farmers. Contracting farmers reduce their use of non-land inputs k down to a fixed non-land inputs target level \tilde{k} . In return, participating farmers are granted a uniform subsidy σ in euros per hectare. The policy is fully described by the couple (σ, \tilde{k}) . Participating farmers' profit function is given by :

$$\begin{aligned} \max_k (p - tx)f(k(u, v)) - p_k k(u, v) - r_a(u, v) + \sigma \\ \text{s.t. } k(u, v) \leq \tilde{k} \text{ and } (u, v) \in W \end{aligned} \quad (4.14)$$

There is a critical distance from which all farmers already comply with the maximum level of non-land inputs \tilde{k} decided by local authorities. This critical distance is given by $k^*(\tilde{x}) = \tilde{k}$, from which we derive :

$$\tilde{x} = \frac{1}{t} \left(p - \frac{p_k}{\alpha A} \tilde{k}^{1-\alpha} \right) \quad (4.15)$$

A rational farmer agrees to participate if the subsidy compensates for his loss of profit. The condition for a farmer to participate can be written :

$$(p - tx)f(k^*) - p_k k^* - r_a \leq (p - tx) A \tilde{k}^\alpha - p_k \tilde{k} - r_a + \sigma \quad (4.16)$$

There is a location \tilde{x}' , from which farmers agree to participate in the program, although they have to change their practices. \tilde{x}' solves :

$$A \left(\frac{\alpha A}{p_k} \right)^{\frac{\alpha}{1-\alpha}} (1 - \alpha) (p - t\tilde{x}')^{1/1-\alpha} - A \tilde{k}^\alpha (p - t\tilde{x}') + p_k \tilde{k} - \sigma = 0 \quad (4.17)$$

Empirical studies confirm that the probability to participate in agricultural land preservation programs increases with the distance between the farm and the nearest city (Lynch & Lovell, 2003; Duke, 2004)

We suppose that there are no information asymmetries between farmers and the government, and that administrative transactions are without cost. Thereby, the government has a perfect foresight of farmers' input use at any location. Figure 4.1 shows how the agricultural intensity is distributed across space, and which farmers, depending on their location, are likely to adopt the measure. Farmers located further than \tilde{x} are not granted any subsidy, although they already comply with input restrictions. Farmers located between the city and \tilde{x}' do not adopt the measures as the subsidy does not compensate them for their loss of profit. Farmers between \tilde{x} and \tilde{x}' within the lake watershed agree to adopt the measure and are granted the subsidy.

The spatial distribution of farming intensity is then given by :

$$k(u, v) = \begin{cases} \tilde{k}, & \text{if } x \in [\tilde{x}', \tilde{x}] \text{ and } (u, v) \in W \\ k^*, & \text{otherwise} \end{cases} \quad (4.18)$$

Thus by choosing \tilde{k} , the government determines the adoption distance \tilde{x}' and by

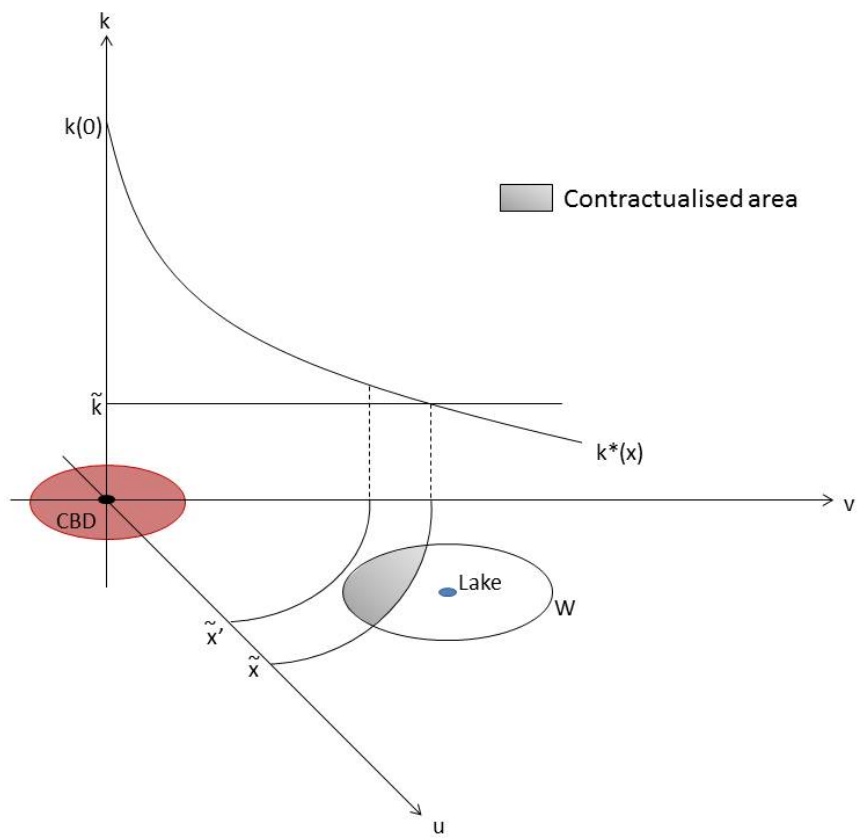


FIGURE 4.1 – Agricultural intensity gradient and decision to adopt the policy

choosing σ , sets the depth ($\tilde{x} - \tilde{x}'$) of the regulated area. By using (4.10) and (4.18), we derive the farmers' bid function :

$$r_a^*(u, v) = \begin{cases} (p - tx)A\tilde{k}^\alpha - p_k\tilde{k} + \sigma, & \text{if } x \in [\tilde{x}', \tilde{x}] \text{ and } (u, v) \in W \\ (p - tx)^{\frac{1}{1-\alpha}} A \left(\frac{\alpha A}{p_k}\right)^{\frac{\alpha}{1-\alpha}} (1 - \alpha), & \text{otherwise} \end{cases} \quad (4.19)$$

4.2.6 Spatial equilibrium

Having derived the behavioural function for households, developers and farmers, we now characterise spatial equilibrium for land development. Six conditions combining households', farmers' and developers' decisions determine the spatial equilibrium.

1. Housing prices are bid up until no household has any incentive to move. This condition is satisfied when housing prices are represented by (4.5) since the household's bid function is the maximum willingness to pay for housing.
2. At each location the price households are willing to pay for housing equals the price developers are willing to accept for housing ($r(u, v) = r^*(u, v)$).
3. Land prices are bid up until profits equal zero everywhere and developers are indifferent to the location of development.
4. The number of households at any location $n(u, v)$ equals the development density divided by floor space per household : $n(u, v) = d^*(u, v) / q^*(u, v)$. Land will be developed if the developer's bid price for land exceeds the agricultural rent (4.19). Thus the developed area is $D = \{(u, v) | r_d^*(u, v) \geq r_a^*(u, v)\}$ and the total number of households (N) in the city is given by :

$$\iint_D \frac{d^*(u, v)}{q_h^*(u, v)} dudv = N \quad (4.20)$$

5. The boundaries of the developed area are given by a set of points (\bar{u}, \bar{v}) , defined

by : $r_d^*(\bar{u}, \bar{v}) = r_a^*(\bar{u}, \bar{v})$.

6. The level of pollution that reaches the lake at equilibrium $E^*(W)$ is given by (4.13) and depends on the developed element of the watershed, and on the proportion that is left to agricultural activity.

The lake watershed W is defined by $W = \{(u, v) | (u - u_L)^2 + (v - v_L)^2 \leq z_W^2\}$, where (u_L, v_L) denotes the coordinates of the lake and z_W is the radius of the watershed. The agricultural area within the lake watershed is defined by the set $W_a = W - (D \cap W)$; that is the watershed area minus its developed part. The boundaries of the agricultural area influenced by the city are determined by the level of the exogenous agricultural rent, when $r_a^*(\underline{u}, \underline{v}) = \underline{r}_a$. We choose only to focus on cases where the targeted ecosystem is located within the area influenced by the city. In other words, we assume that $z_L + z_W < \underline{x}$, meaning that the lake and its watershed are fully incorporated within the area under the influence of the city. We do not study the case where exporting independant farming is responsible for polluting the lake.

4.3 Simulation results

4.3.1 Parameter values

In this section, we discuss the parameter values used in our benchmark simulations. The households' income level and the proportion of their expenditure dedicated to housing were set using data from the INSEE (French National Institute of Statistics and Economic Studies) database⁴. Transport costs were derived from the French Internal Revenue Service estimating commuting costs at around 0.4€/km. Finally, the equilibrium level of utility (\bar{V}) was set so that the urban rent at the CBD is plausible. $\bar{V} = 10,000$ leads to $r^*(0,0) = 12.5 \text{ €/m}^2/\text{year}$. With regard to the developer's parameter, we set $\delta = 4/3$ as in Wu (2006).

Agricultural parameters such as the elasticity of production factor k and the ratio between output price and non-land input price were set from the Farm Accountancy Data Network⁵. The exogenous exporting farm rent is derived from the average agricultural land price given by the Agreste (French institute of agricultural statistics)⁶ at around 5,000 €/ha in France and assuming a discount rate of 0.05. Transport costs for farmers (t) and pollution parameters (ϕ_a , ϕ_d , λ_a and λ_d) were set to *ad-hoc* values.

Parameter values are shown in Table 4.1. Households preferences for amenities (γ) and the distance between the lake and the CBD (z_L) are not specified as we discuss their impact in the next section.

4.3.2 Amenity location and urban development

We now present the equilibrium spatial pattern of development when no AEP is implemented. Therefore, we set $\sigma = 0$ and $\tilde{k} = 0$ for the moment.

Figure 4.2 depicts four different urban configurations that can be obtained depending

4. <http://www.insee.fr/fr/themes/> (accessed : May 22, 2012).

5. http://ec.europa.eu/agriculture/rca/database/database_en.cfm (accessed : January 18, 2012).

6. <http://agreste.agriculture.gouv.fr/> (accessed : August 3, 2012).

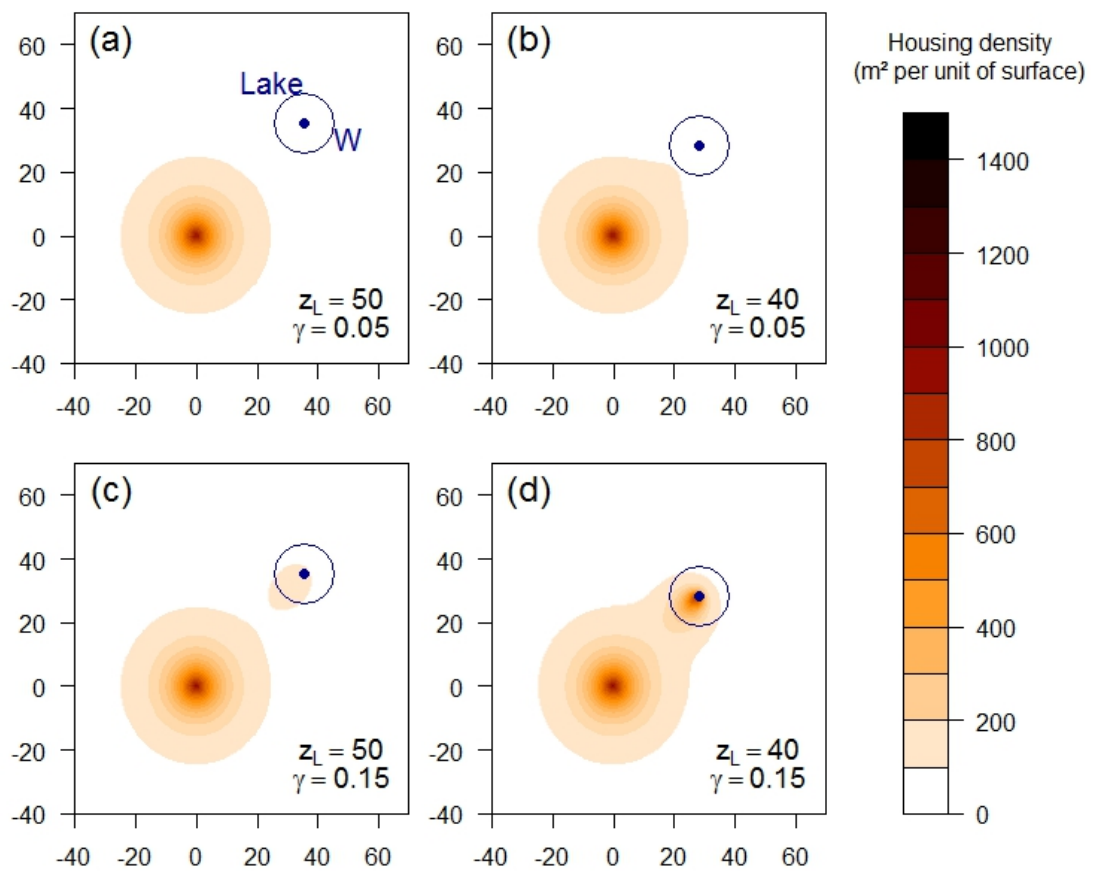


FIGURE 4.2 – Urban development configurations

Description variable	Value	
w	household income	33,000 €/household
τ	household transport costs	450 €/km/year/household
β	proportion of expenses dedicated to housing	0.25
\bar{V}	equilibrium utility level	10,000
p	agricultural goods price	2.62 €/output unit
p_k	non-land inputs price	1 €/non-land input unit
t	farmers transport costs	0.02 €/km/output unit
A	technical constant	1
α	elasticity of production factor k	0.8
r_a	exogenous exporting farm rent	250 €/ha/year
ϕ_a	rate of pollution generated per unit of farm intensity	0.50
ϕ_d	rate of pollution generated per unit of household density	0.01
λ_a	natural absorption coefficient of agricultural pollution	0.3
λ_d	natural absorption coefficient of residential pollution	0.3
z_W	radius of the watershed	10 km
a_0	original level of amenities provided by the lake	300
η	decreasing rate of amenities with distance away from the lake	0.3
δ	ratio of housing value to the non-land construction costs	4/3

TABLE 4.1 – Parameter value and signification

on two key parameters : the distance between the lake and the CBD (z_L) and households preferences for amenities (γ). We present the equilibrium urban configuration for $z_L = (40, 50)$ and $\gamma = (0.05, 0.15)$. The developed area can have the following patterns. First, the lake has no influence on the city. This occurs where there is a large enough distance between the lake and the CBD ($z_L = 50$) and preferences for amenities are low ($\gamma = 0.05$). The developed area has the characteristics of a symmetrical monocentric city (Figure 4.2a). Secondly, the developed shape is slightly distorted by the presence of the lake. This is the case when the lake is located nearer to the city ($z_L = 40$). Household preferences for amenities are not sufficiently high to drive households to move right next to the lake ($\gamma = 0.05$). However, the flow of amenities provided by a more accessible lake makes the city extend in its direction (Figure 4.2b). Thirdly, we can observe a fragmented land development pattern. In Figure 4.2c, the lake is at a substantial distance from the CBD ($z_L = 50$) but, as household preferences are higher than in case (a), some households

decide to move right next to the lake, leading to the existence of two distinct developed areas. Finally, the last case is the one where we observe one unique area embracing both the CBD and the lake (Figure 4.2d). In this case, the lake is close enough to the city ($z_L = 40$) and preferences are higher ($\gamma = 0.15$).

4.3.3 Model sensitivity to residential pollution parameter (ϕ_d)

After highlighting the importance of the amenity's characteristics - i.e. the location of the amenity source and how it is valued by households - in the pattern of land development, we analyse the sensitivity of the model with regard to the residential pollution effect (ϕ_d) in the case of benchmark (c) ($z_L = 50$ and $\gamma = 0.15$). Figure 4.3a depicts the size of the total developed area and of the disconnected developed area only, at different levels of impact from residential pollution. As ϕ_d increases, land development decreases. This is due to the negative impact pollution has on the level of amenities provided by the lake. The equilibrium is reached when the development of another parcel of land would lead to a lower level of amenity, so that no more households would be motivated to relocate to the area. Figure 4.3a also shows that the variation in the size of the total developed area can largely be explained by the variation in the size of the disconnected part of the city alone. In terms of pollution, Figure 4.3b shows how the total flow of pollution reaching the lake increases with ϕ_d . Obviously, residential pollution is higher when ϕ_d increases. Note however that the level of agricultural pollution is also influenced by the residential pollution effect. A higher ϕ_d means a smaller developed area, and therefore more agricultural land which is also likely to pollute the lake.

4.3.4 Impacts of a spatially targeted agri-environmental policy

Simulations of our spatial city model enable us to investigate the effects of a spatially targeted AEP on urban development. A whole set of simulations were undertaken for different combinations of (σ, \tilde{k}) , characterising different spatially targeted AEPs imple-

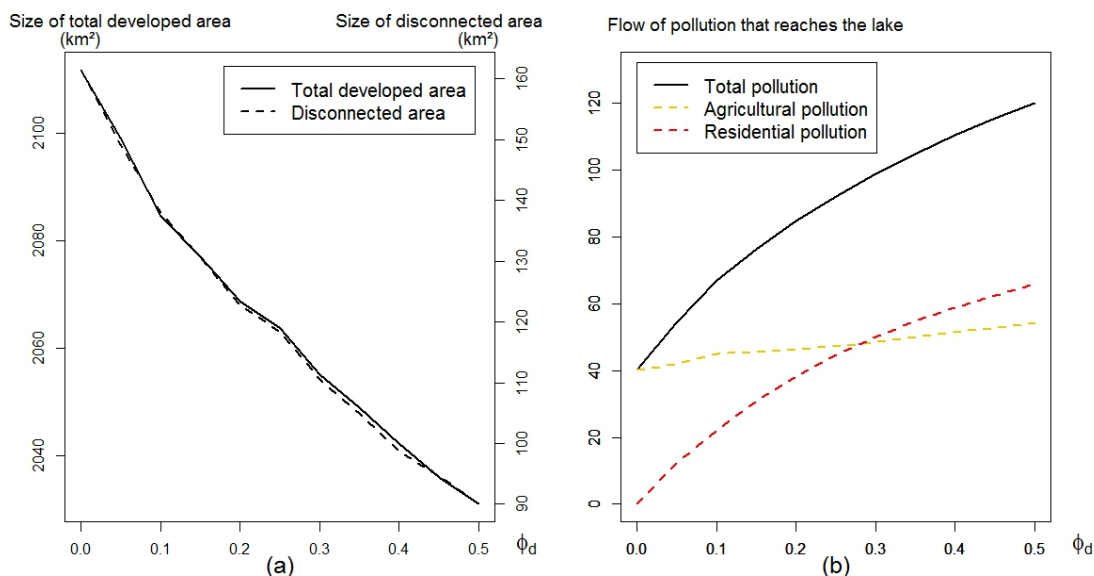


FIGURE 4.3 – Sensitivity of the size of the developed area (a) and the level of pollution (b) regarding ϕ_d . Benchmark (c).

mented on our benchmark configurations depicted in Section 4.3.2.

In the case of benchmark (a), the lake is located at a substantial distance from the city and household preferences for amenities are low ($z_L = 50$ and $\gamma = 0.05$), so that the lake has no influence on households or therefore on the shape of the developed area. We observe no significant side effects of the spatially targeted AEP in terms of urban development.

In the case of benchmark (d), as the surroundings of the lake are already developed to a large extent, the variations in the size of the developed area, due to the introduction of the spatially targeted AEP, remain relatively low.

However, for benchmarks (b) and (c), we observe that the spatially targeted AEP we introduce is not completely neutral in terms of urban development, depending on different elements. The results for benchmarks (b) and (c) are presented in the form of diagrams (Figure 4.4), allowing us to anticipate what the impact of the introduction of any (σ, \tilde{k}) could be in terms of variation in the size of the developed area.

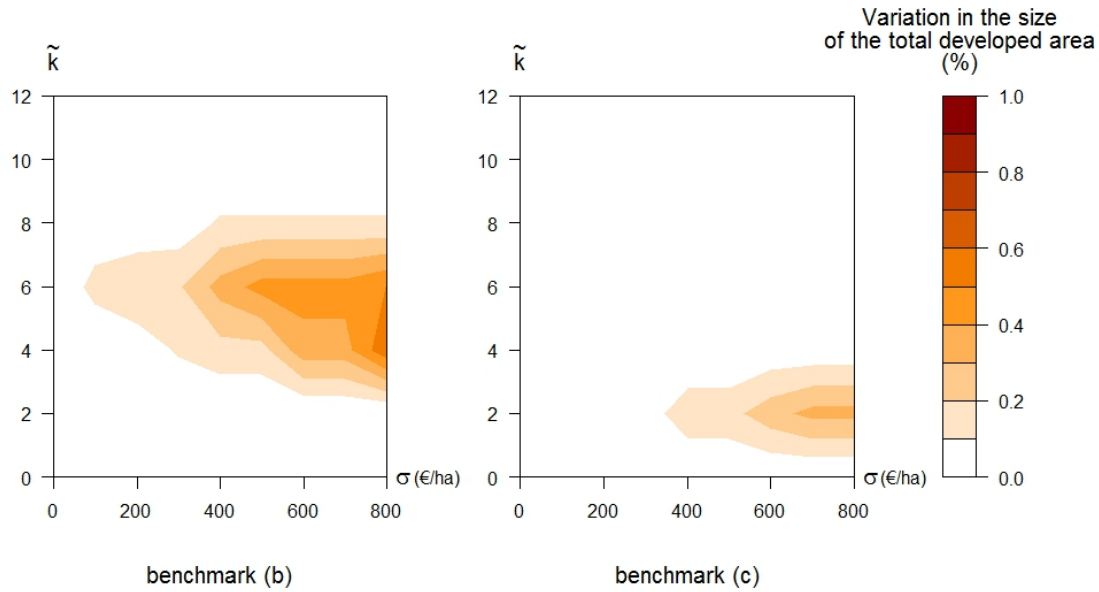


FIGURE 4.4 – Variation in the size of the developed area following the introduction of a spatially targeted AEP

In Figure 4.4, we observe that, for some given (σ, \tilde{k}) , the total developed area increases up to 1% for benchmark (b) and 0.4% for benchmark (c). The economic mechanism explaining this effect is that, for a given (σ, \tilde{k}) , the flow of agricultural pollution reaching the lake can be significantly reduced, thereby providing a higher level of amenities. Households may wish to pay more to be located near to the lake than they would have without the policy. An increase in household bid-rent makes developers raise their bid-price for land to the detriment of farmers. This mechanism logically leads to an increase in the developed area between the city and the lake. Obviously, whether or not the implementation of the policy has a positive impact on the size of the developed area is highly dependent upon the extent of the subsidy and on the location of the adopting area determined by local authorities via the decision of (σ, \tilde{k}) . Therefore, the choice of policy is crucial in terms of the extent of the side effects that we identified. Furthermore, the budget aspect needs to be taken into consideration as the cost of the policy may

vary depending on the choice of (σ, \tilde{k}) .

4.4 Policy implications

4.4.1 Policy design and budget aspects

As indicated in the previous section, the effects of a spatially targeted AEP in terms of undesirable land development largely depend on the extent to which the policy is adopted by farmers, and therefore on the combinations of (σ, \tilde{k}) decided by policy authorities. We have not taken into consideration the impacts of the policy in terms of budget until now.

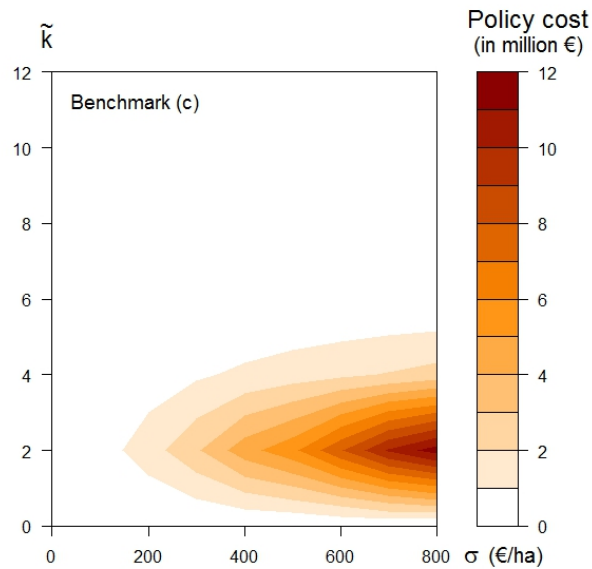


FIGURE 4.5 – Policy cost for different combinations of (σ, \tilde{k}) from benchmark (c)

Figure 4.5 depicts the cost of different combinations of (σ, \tilde{k}) implemented on benchmark (c)⁷. We observe that the policy cost varies widely. The minimum cost (0 €) is attained when none of the farmers located within the watershed have any interest in adopting the contract. This occurs when the maximum level of non-land inputs to be used (\tilde{k}) is too restrictive and the subsidy (σ) is not high enough to compensate them for

7. In our simulations, we assume that 30 % of agricultural land is dedicated to non-agricultural uses (i.e. roads, farm buildings...)

the reduction in profit. Conversely, it also occurs when the maximum level of non-land inputs is not restrictive enough, as this prevents farmers from adopting the AEP as they would not actually change their existing practices.

The cost increases rapidly as farmers start to adopt the contract. This corresponds to the fact that the non-land inputs limit is restrictive enough to ensure that farmers do change their practices, and that the level of subsidy compensates them for lost profits.

Obviously for a given (σ, \tilde{k}) , the budget may also change depending on the size of the watershed and on the distance between the lake and the CBD, as farmers have varying land opportunity costs depending on their location. A larger watershed means a higher policy cost, as a greater number of farmers would have the opportunity to adopt the contract. Similarly, if the lake is at a distance where surrounding farmers are likely to be interested in adopting the contract, the anticipated budget will be higher. However, if the lake is either too close to the city, or too far from it, the budget will decrease as farmers will be unlikely to adopt the AEP as their practices will be either too intensive or the reverse.

In the case of benchmark (c), to ensure that absolutely all farmers located within the watershed agree to adopt the AEP, local authorities must implement a policy characterised by $\tilde{k} = 1.8$ and $\sigma = 4,500 \text{ €/ha}$, representing a total cost of more than 50 million euros. In reality, the level of a subsidy hardly ever exceeds 800 €/ha ⁸. Making all farmers adopt the AEP would be relatively expensive. Local authorities therefore need to choose who to target within the watershed itself.

In the following section, we compare the impacts of different combinations of the spatially targeted AEP, at constant budget.

8. In France, the detailed levels of subsidies for AEPs implemented in any region are available at <http://agriculture.gouv.fr/pac-developpement-rural-feader> (accessed : December 11, 2012), through the official Regional Document on Regional Development (*Document Régional de Développement Rural 2007-2013*)

4.4.2 Double spatial targeting of the policy

We assume that local authorities have to design their spatially targeted AEP with a fixed exogenous budget of 2.2 million euros⁹. Their perfect foresight in terms of farmers' behaviour at any location allows them to determine different combinations of (σ, \tilde{k}) to meet their budget. Formally, by choosing a given (σ, \tilde{k}) , they also decide which area is likely to adopt the measure. We call this *double spatial targeting*. It means that authorities choose a first target, which is the watershed. In addition, their choice of (σ, \tilde{k}) to meet their budget will define a second target area within the watershed. In this section, we show how the impacts of the AEP may differ depending on this second spatial targeting.

We distinguish three specific cases depicted in Figure 4.6. Case A denotes the situation where the choice of (σ, \tilde{k}) is of interest to farmers located in the North-Western part of the watershed. Case C consists of a choice of (σ, \tilde{k}) likely to interest farmers located in the South-Eastern part of the watershed, nearer to the city and thus more exposed to competition for residential land use. Finally, case B is an intermediate situation where farmers who are likely to adopt the contract are located in the middle of the watershed.

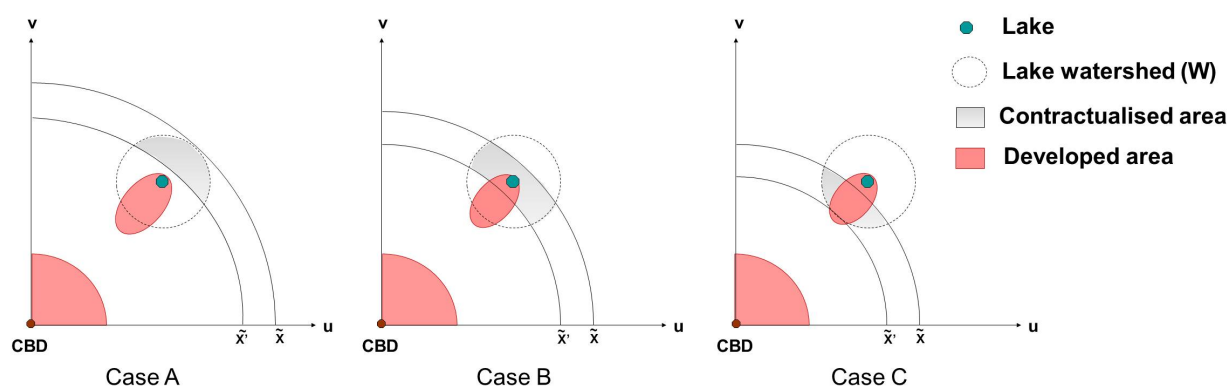


FIGURE 4.6 – Double spatial targeting

9. In the French Region *Pays de la Loire*, nearly 40 million euros are dedicated to the implementation of spatially targeted AEPs for the period 2010-2015 (Regional Document on Regional Development, Pays de la Loire)

Without residential pollution ($\phi_d = 0$)				
Case	Benchmark	A	B	C
σ (€/ha)	0	300	380	720
\tilde{k}	0	2.2	3.7	5.2
Total developed area (km^2)	2,111.75	+ 0.26 %	+ 0.17 %	+ 0.07 %
Disconnected developed area (km^2)	161.5	+ 3.41 %	+ 2.17 %	+ 0.93 %
Total flow of pollution	40.32	- 13.89 %	- 8.88 %	- 2.60 %
Farming pollution	40.32	- 13.89 %	- 8.88 %	- 2.60 %
Residential pollution	–	–	–	–

With residential pollution ($\phi_d = 0.2$)				
Case	Benchmark	A	B	C
σ (€/ha)	0	300	380	720
\tilde{k}	0	2.2	3.7	5.2
Total developed area (km^2)	2,072.25	+ 0.23 %	0.12 %	+ 0.05 %
Disconnected developed area (km^2)	126.25	+ 3.37 %	+ 1.58 %	+ 0.79 %
Total flow of pollution	85.43	- 5.00 %	- 3.61 %	- 1.21 %
<i>Farming pollution</i>	46.28	- 13.03 %	- 8.75 %	- 3.00 %
<i>Residential pollution</i>	39.15	+ 4.50 %	+ 2.48 %	+ 0.95 %

TABLE 4.2 – Policy effects in terms of development and pollution at constant budget. Benchmark(c).

In Table 4.2, we present the effects of the policy in terms of the pollution level and urban development side effects, from benchmark (c) and under three combinations of (σ, \tilde{k}) each one representing cases A, B and C respectively (see Figure 4.6), and all of them satisfying the fixed budget of 2.2 million euros.

With an identical budget, and depending on the second spatial targeting of authorities, we observe different effects of the policy (Table 4.2). We first consider the situation where residential development has no polluting effect. In case A, farmers who are likely to adopt the policy are located in the North-Western part of the watershed. In terms of pollution reduction, this policy has a positive impact as the equilibrium flow of pollution that reaches the lake decreases by nearly 14%, compared to a case where no policy is implemented. However, we observe the occurrence of an undesirable side effect in terms of development. The disconnected developed area increases by 3.41%, which, as explained

before, is due to the improvement in the level of amenity induced by the policy. Conversely, in case C, the adopting area is located nearer to the city. The implementation of the policy allows farmers to resist development, as they are granted a subsidy, thereby limiting the increase in the size of the leapfrog area. In terms of pollution reduction, the policy has a lower effect (-2.60%). Indeed, as farmers are more intensive in this area than in case A, the policy has to be less restrictive if it targets this specific area. Between these two extreme cases, we identify an intermediate situation (case B) where the flow of pollution decreases by nearly 9% and leapfrog development increases less than in case A ($+2.17\%$).

In a situation where residential development has a polluting effect ($\phi_d > 0$), the results are similar (Table 4.2). However, the positive impact on the size of the total developed area and the disconnected developed area is counterbalanced by the residential polluting effect (as discussed in Section 4.3.3). The flow of pollution reaching the lake is higher when we introduce residential pollution (here $\phi_d = 0.2$), and the effects of the AEP in terms of pollution reduction are lower. This is explained by the additional developed area, creating more residential pollution than in the benchmark case ($+4.50\%$ in case A), and therefore counterbalancing the decrease in agricultural pollution.

4.5 Discussion and conclusion

What are the lessons to be learned with regard to the design of spatially targeted agri-environmental policies? Spatially targeted AEPs are implemented to respond to specific environmental issues threatening local ecosystems. In cases where the ecosystem provides amenities valued by households when making decisions about their residential location, we highlight the potential side effects of a spatially targeted AEP in terms of suburban development. As shown in the model, the lake itself has an influence on the size and shape of the developed area, depending on geographical characteristics - particularly its distance to the city centre - and on households' preferences for natural amenities.

Although designed to address ecological issues, the introduction of a spatially targeted AEP may produce unexpected side effects in terms of urban development. Depending on the restrictiveness and level of subsidy characterising the policy, we may end up in a situation where land development is significantly accentuated, or conversely, to a situation where this effect is not observed. The occurrence of additional land development can be explained by the following economic mechanism. By reducing the pollution in the ecosystem, the implementation of the policy also favours the improvement of its quality as an amenity. More households may then be encouraged to locate further from the city and nearer to the lake to enjoy this increased level of amenity. However, this mechanism is counterbalanced by the fact that, by receiving the associated subsidy, participating farmers may have the opportunity to resist developers' bids for land. The relative weight of both mechanisms depends on which farmers adopt the policy within the target area W . More generally, authors have highlighted that basing an AEP solely on cost or benefits criteria is less efficient than a policy based on the benefit to cost ratio (Babcock *et al.*, 1997; Uthes *et al.*, 2010). Following the results of our model, we therefore propose the idea of double spatial targeting, which should consider both benefits - a decrease in the level of

agricultural pollution and an improvement in the level of amenity - and costs - additional urban development and residential pollution - resulting from the implementation of an AEP.

The first target is the decision to direct the policy solely at potential polluters, i.e. the designation of the watershed as the target area. The second spatial target involves taking into consideration the heterogeneity of farmers' behaviour. Depending on their optimal intensity level, farmers are likely either to adopt the policy or not. Thus, the choice of subsidy and restrictiveness of the policy is crucial. Within the watershed, participating farmers can be located either in an area which is likely to be developed first or in an area relatively safe from development. If the adopting area is not likely to be developed first, the AEP should achieve its main aim to decrease the flow of pollution, leading to a high level of benefit. However, improvements in the quality of amenities might lead to competition for land in favour of developers, in the area between the lake and the city, meaning a cost in terms of undesirable residential development. If the adopting area is likely to be developed first, the effects in terms of pollution reduction might not be significant, as farmers may already be more intensive in this area, and the policy should be less restrictive to convince them to adopt. This situation leads to a low benefit in terms of agricultural pollution. On the other hand, farmers may have the opportunity to increase their bid-rent, thereby counterbalancing the undesirable side effects in terms of suburban development.

Obviously, these two cases are extreme ones. There are intermediate situations where the AEP could achieve its aim without creating undesirable side effects. To meet these intermediate cases, authorities must therefore carefully design their policy, anticipating the areas where farmers would be likely to adopt, and evaluating the risks in terms of suburban development. This involves improvement in informations on the side of policy makers and additional transaction costs due to the administration effort. These two difficulties, along with distributional consequences, may explain why AEPs are poorly

targeted in Europe (Uthes *et al.*, 2010).

We also highlight that, taking into account residential pollution, the additional land development following the implementation of the policy also leads to an increase in the level of residential pollution reaching the lake. Hascic & Wu (2006) have shown that water quality can be affected both by agricultural and residential pollution, in similar proportions. Authorities should therefore have an accurate idea of how residential land use might pollute the ecosystem they wish to protect, in order to avoid generating contradictory effects.

Further research would involve using a dynamic model in which the time process would be taken into account, reflecting the irreversibility of land conversion from agricultural to residential use and the complexity of pollution transport to the lake. Indeed, flows of agricultural or residential pollution involve complicated biological and physical processes that are not captured in our simplified model, which merely deals with interactions between the lake quality and the surrounding agriculture and residential development. Other research could involve considering an endogenized budget of the AEP, by making it funded by a tax collected from households themselves.

Conclusion générale

L'objectif de cette thèse a été de donner des clés de compréhension des mécanismes économiques qui relient les choix de localisation résidentielle des ménages aux externalités agricoles produites par l'agriculture périurbaine. Bien que la littérature économique sur les déterminants des choix de localisation résidentielle des ménages soit riche, l'approche par le volet agricole périurbain reste peu fréquente, que ce soit dans les travaux théoriques ou empiriques. Cependant, ce sont précisément les terres agricoles périurbaines qui sont les plus soumises à la compétition foncière, face à l'usage résidentiel. Nous proposons donc un modèle théorique qui permet de rendre compte de ces interactions et de donner des pistes de réflexion autour de ces mécanismes économiques.

Le premier chapitre a été l'occasion de rappeler certains faits empiriques liés à notre question de recherche. L'ampleur du phénomène de périurbanisation et ses enjeux et déterminants, en Europe et aux Etats-Unis, a été mis en évidence. Observant que les villes s'étalent principalement dans le milieu agricole environnant, nous nous sommes attachés à considérer l'agriculture périurbaine. Que ce soit pour des raisons de pression foncière ou pour des opportunités de commercialisation, nous observons que la ville exerce une forte influence sur la distribution du prix des terres agricoles d'une part, mais aussi sur les pratiques et les choix culturels. Source d'externalités positives et négatives, l'agriculture périurbaine instaure un cadre de vie dont la qualité peut être valorisée par les ménages. Ce cadre de vie varie dans l'espace, en fonction des caractéristiques des exploitations agricoles, en particulier du niveau d'intensité.

Cette discussion sur les faits stylisés nous a permis de poser les hypothèses sur lesquelles est basé notre cadre théorique de ville monocentrique dans un contexte agricole hétérogène. Contrairement aux modèles habituels où l'agriculture est exogène et définit simplement les limites de la ville, nous introduisons un comportement des agriculteurs variable dans l'espace. Ainsi, leurs choix de production vont définir le niveau d'aménités agricoles produites en différents points de l'espace. Il devient alors possible d'observer et de caractériser des zones d'usage mixte du sol (*mixed land-use*) où l'occupation des

terres est partagée entre le résidentiel et l'agriculture. En effet, la variabilité du niveau d'aménités agricoles valorisées par les ménages permet d'obtenir une rente d'enchère résidentielle non strictement décroissante de la distance au centre ville. L'hypothèse d'un gradient d'intensité agricole décroissant avec la distance, et d'une relation négative entre intensité des pratiques et coproduction d'externalités positives, implique un flux net d'externalités croissant avec la distance à la ville. Par conséquent, des ménages peuvent consentir à s'installer à une certaine distance de la ville et malgré des coûts de transport plus élevés, si par ailleurs le cadre de vie offert par les aménités agricoles est suffisamment attractif. Le principal résultat de ce chapitre est que, même en l'absence d'un élément paysager particulier ou d'une autre source exogène d'aménités, l'étalement urbain fragmenté peut être une configuration naturelle pour une ville entourée d'un environnement agricole variant spatialement.

L'étape suivante consiste à s'intéresser au cas où les externalités agricoles sont régularisées par une politique agri-environnementale. Ainsi, nous introduisons dans notre modèle la possibilité pour les agriculteurs de réduire leur utilisation d'inputs non fonciers par hectare - autrement dit, leur intensité agricole - en échange d'une subvention fixée par les autorités publiques. Le choix du niveau de rémunération et de restriction dans l'utilisation d'inputs définit indirectement la localisation de la zone régulée au sein de l'espace agricole sous influence urbaine. Selon le choix de ces deux paramètres, et donc la localisation de la zone régulée, nous identifions un effet indirect potentiel de la politique, qui consiste en l'apparition de développement urbain supplémentaire. Si la politique agri-environnementale est adoptée par les exploitants localisés dans une zone accessible pour les ménages, l'augmentation du niveau d'aménités agricoles induit par la politique incite les ménages à choisir d'habiter dans des zones où ils n'auraient pas forcément enchéri initialement. Nous mettons également en évidence certains effets redistributifs de la politique en termes de valeur foncière. Une politique agricole n'est pas sans effets sur la valeur du foncier agricole. Nous montrons que d'un point de vue patrimonial, une

politique agri-environnementale peut avantager les propriétaires des terres agricoles et des terres urbanisables localisées dans la zone régulée par la politique, au détriment des autres propriétaires fonciers.

Enfin, dans un dernier chapitre, nous avons étudié le cas des politiques agri-environnementales territorialisées. Le modèle de ville monocentrique avec comportement hétérogène des agriculteurs que nous avons développé dans les chapitres précédents a été modifié pour y inclure la présence d'un écosystème au sein de la zone sous influence urbaine. L'écosystème en question est source d'aménités pour les ménages mais est sujet à deux types de pollution : la pollution agricole émanant des exploitations proches, et la pollution résidentielle due à l'urbanisation de cette zone valorisée par les ménages. Nous montrons que, bien que destinée à répondre à une problématique écologique, l'introduction d'une politique agri-environnementale territorialisée peut s'accompagner d'effets indésirables en matière de développement résidentiel. Plusieurs mécanismes économiques interviennent. Si la politique est efficace, les ménages peuvent être sensibles à l'amélioration de la qualité environnementale de l'écosystème ciblé et ainsi le valoriser d'autant plus dans leur choix de localisation résidentielle. Ce mécanisme est limité par la dégradation de l'écosystème par une urbanisation excessive, mais également par le soutien financier dont bénéficient les agriculteurs contractuels et leur permettant d'enchérir d'avantage pour le foncier. L'effet prédominant dépendra donc largement de la capacité des différentes alternatives d'usage du sol à polluer l'écosystème, et au succès de la politique en termes de contractualisation par les agriculteurs. De manière plus générale, nous soulignons le fait qu'une politique agri-environnementale sera plus efficace si elle est construite sur une approche coûts-bénéfices.

Ce travail de thèse ouvre la voie vers de nouvelles questions de recherche. D'un point de vue théorique, le modèle que nous avons développé peut être enrichi en plusieurs aspects. Nous pourrions considérer plusieurs types de productions agricoles caractérisées par différents types de commercialisation et des productions d'externalités variées. Une

autre piste d'amélioration de notre modèle théorique consisterait à reconsidérer la spécification de la fonction de production d'externalités agricoles. Nous supposons en effet que la relation entre intensité des pratiques agricoles et génération d'un flux net d'externalités est strictement négative. On sait cependant que, notamment dans le cas européen, cette relation n'est pas monotone. Au-delà d'un certain seuil, une agriculture trop extensive génère davantage d'externalités négatives que de positives. Par conséquent, il serait intéressant d'envisager des formes alternatives de fonctions d'aménités. Enfin, toujours d'un point de vue théorique, le passage à une modélisation dynamique pourrait offrir des perspectives de recherche intéressantes. Notre approche statique ne permet pas de rendre compte de la dimension temporelle de l'étalement urbain. En revanche, une approche dynamique le permet et l'on pourrait ainsi s'intéresser aux phénomènes temporels tels que la date de conversion des terres, l'usage alternatif des sols en une période donnée tout en prenant en compte le caractère irréversible de certains changements d'affectation du sol.

Ce travail ouvre enfin la voie à diverses applications empiriques. Le cadre théorique que nous avons construit ici nous renseigne sur les différents mécanismes économiques qui sont en jeu lors du choix de localisation résidentielle des ménages, en rapport avec les aménités agricoles. Il serait maintenant intéressant de quantifier l'importance de l'influence des paramètres agricoles sur les choix de localisation résidentielle des ménages au sein de différentes aires urbaines. Dans quelle mesure les caractéristiques agricoles - telles que le type de production, les pratiques utilisées - peuvent-elles influencer les choix des ménages ? Les effets sont-ils localisés ou diffus ? L'idée serait donc d'évaluer l'impact de ces différents éléments sur les profils d'occupation des sols de différentes communes périurbaines, l'occupation des sols à l'échelle communale étant accessible auprès de la base de données Corine Land Cover. On pourrait alors également évaluer l'impact de l'introduction de politiques agri-environnementales, ou plus généralement de politiques de conservation du patrimoine naturel : parcs naturels régionaux (PNR), zones Natura

2000, zones de protection du patrimoine architectural, urbain et paysager (ZPPAUP), sites naturels classés.

Bibliographie

- Abler, D. 2001. A Synthesis of Country Reports on Jointness Between Commodity and Non-Commodity outputs in OECD Agriculture. *In : Workshop on multifunctionality*, vol. 2. Organisation for Economic Co-operation and Development (OECD), Agriculture, Directorate for Food, Agriculture and Fisheries, Paris, France.
- Abler, D. 2004. Multifunctionality, Agricultural Policy, and Environmental Policy. *Agricultural and Resource Economics Review*, **33**(1).
- Adamowicz, W., Louviere, J., & Williams, M. 1994. Combining Revealed and Stated Preference Methods for Valuing Environmental Amenities. *Journal of Environmental Economics and Management*, **26**(3), 271–292.
- Agreste. 2002. 44% des Exploitations dans l’Urbain ou le Périurbain. *Agreste Primeur*, **117**.
- Agreste. 2012. Un Producteur sur Cinq Vend en Circuit Court. *Agreste Primeur*, **275**.
- Alonso, William. 1964. *Location and Land Use*. Harvard University Press.
- Anas, A. 1978. Dynamics of Urban Residential Growth. *Journal of Urban Economics*, **5**(1), 66–87.
- Arnott, R. 1979. Optimal City Size in a Spatial Economy. *Journal of Urban Economics*, **6**(1), 65–89.

- Arnott, R.J. 1980. A Simple Urban Growth Model with Durable Housing. *Regional Science and Urban Economics*, **10**(1), 53–76.
- Arnott, R.J., & Lewis, F.D. 1979. The Transition of Land to Urban Use. *The Journal of Political Economy*, **87**(1), 161–169.
- Atasoy, M., Palmquist, R.B., & Phaneuf, D.J. 2006. Estimating the Effects of Urban Residential Development on Water Quality using Microdata. *Journal of Environmental Management*, **79**(4), 399–408.
- Aubert, F., Berriet-Sollic, M., & Gagné, C. 2007. La dimension rurale du deuxième pilier : une politique territorialisée de l'agriculture. *INRA Sciences Sociales*.
- Babcock, B.A., Lakshminarayan, P.G., Wu, J.J., & Zilberman, D. 1997. Targeting Tools for the Purchase of Environmental Amenities. *Land Economics*, **73**(3), 325–339.
- Baccaïni, B., & Sémécurbe, F. 2009. La Croissance Périurbaine depuis 45 ans. Extension et Densification. *INSEE Première*, **1240**.
- Bar-Ilan, A., & Strange, W.C. 1996. Urban Development with Lags. *Journal of Urban Economics*, **39**(1), 87–113.
- Bastian, C.T., McLeod, D.M., Germino, M.J., Reiners, W.A., & Blasko, B.J. 2002. Environmental Amenities and Agricultural Land Values : a Hedonic Model using Geographic Information Systems Data. *Ecological Economics*, **40**(3), 337–349.
- Baumgart-Getz, A., Prokopy, L.S., & Floress, K. 2012. Why Farmers Adopt Best Management Practice in the United States : A Meta-Analysis of the Adoption Literature. *Journal of Environmental Management*, **96**(1), 17–25.
- Baumont, C., & Le Gallo, J. 2000. Les Nouvelles Centralités Urbaines. *Pages 211–239 of* : Baumont, C., Combes, P.P., & Jayet, H. (eds), *Economie Géographique : Les Théories à l'Épreuve des Faits*. Association de Science Régionale de Langue Française.

- Baylis, K., Peplow, S., Rausser, G., & Simon, L. 2008. Agri-Environmental Policies in the EU and United States : A Comparison. *Ecological Economics*, **65**(4), 753–764.
- Beasley, S.D., Workman, W.G., & Williams, N.A. 1986. Estimating Amenity Values of Urban Fringe Farmland : A Contingent Valuation Approach : Note. *Growth and Change*, **17**(4), 70–78.
- Beckmann, M.J. 1972. Von Thünen Revisited : a Neoclassical Land Use Model. *The Swedish Journal of Economics*, **74**(1), 1–7.
- Bento, A.M., Franco, S.F., & Kaffine, D. 2006. The Efficiency and Distributional Impacts of Alternative Anti-Sprawl Policies. *Journal of Urban Economics*, **59**(1), 121–141.
- Bento, A.M., Franco, S.F., & Kaffine, D. 2011. Welfare Effects of Anti-Sprawl Policies in the Presence of Urban Decline. *Agricultural and Resource Economics Review*, **40**(3), 439–450.
- Bergstrom, J.C., & Ready, R.C. 2009. What Have We Learned From Over 20 Years of Farmland Amenity Valuation Research in North America? *Applied Economic Perspectives and Policy*, **31**(1), 21–49.
- Bertoni, D., Cavicchioli, D., Pretolani, R., & Olper, A. 2011. Agri-Environmental Measures Adoption : New Evidence from Lombardy region. In : *The Common Agricultural Policy After the Fischler Reform : National Implementations, Impact Assessment and the Agenda for Future Reforms*, ashgate edn. Sorrentino, A., Henke, R., Severini, S. (Eds).
- Björklund, J., Limburg, K.E., & Rydberg, T. 1999. Impact of Production Intensity on the Ability of the Agricultural Landscape to Generate Ecosystem Services : an Example from Sweden. *Ecological economics*, **29**(2), 269–291.

- Booth, D.B., & Jackson, C.R. 1997. Urbanization of Aquatic Systems : Degradation Thresholds, Stormwater Detection, and the Limits of Mitigation. *Journal of the American Water Resources Association*, **33**(5), 1077–1090.
- Boxall, P.C., Adamowicz, W.L., Swait, J., Williams, M., & Louviere, J. 1996. A Comparison of Stated Preference Methods for Environmental Valuation. *Ecological Economics*, **18**(3), 243–253.
- Brouwer, R., & Slangen, L.H.G. 1998. Contingent Valuation of the Public Benefits of Agricultural Wildlife Management : the Case of Dutchpeat Meadow Land. *European Review of Agricultural Economics*, **25**(1), 53–72.
- Brueckner, J.K. 1979. Spatial Majority Voting Equilibria and the Provision of Public Goods. *Journal of Urban Economics*, **6**(3), 338–351.
- Brueckner, J.K. 1987. The Structure of Urban Equilibria : A Unified Treatment of the Muth-Mills model. In : Mills, E.S. (ed), *Handbook of Regional and Urban Economics*, vol II : *Urban Economics*. North Holland, Amsterdam.
- Brueckner, J.K. 2000. Urban Sprawl : Diagnosis and Remedies. *International Regional Science Review*, **23**(2), 160 –171.
- Brueckner, J.K., & Fansler, D.A. 1983. The Economics of Urban Sprawl : Theory and Evidence on the Spatial Sizes of Cities. *The Review of Economics and Statistics*, **65**(3), 479–482.
- Brueckner, J.K., Thisse, J.F., & Zenou, Y. 1999. Why is Central Paris Rich and Downtown Detroit Poor ? : An Amenity-Based Theory. *European Economic Review*, **43**(1), 91–107.
- Burchfield, M., Overman, H.G., Puga, D., & Turner, M.A. 2006. Causes of Sprawl : A Portrait from Space. *Quarterly Journal of Economics*, **121**(2), 587–633.

- Canton, J., De Cara, S., & Jayet, P.A. 2009. Agri-Environmental Schemes : Adverse Selection, Information Structure and Delegation. *Ecological Economics*, **68**(7), 2114–2121.
- Capozza, D., & Li, Y. 1994. The Intensity and Timing of Investment : The Case of Land. *The American Economic Review*, 889–904.
- Capozza, D.R., & Helsley, R.W. 1989. The Fundamentals of Land Prices and Urban Growth. *Journal of Urban Economics*, **26**(3), 295–306.
- Capozza, D.R., & Helsley, R.W. 1990. The stochastic city. *Journal of Urban Economics*, **28**(2), 187–203.
- Carruthers, J.I., & Ulfarsson, G.F. 2003. Urban Sprawl and the Cost of Public Services. *Environment and Planning B*, **30**(4), 503–522.
- Caruso, G., Peeters, D., Cavailhès, J., & Rounsevell, M. 2007. Spatial Configurations in a Periurban City. A Cellular Automata-Based Microeconomic Model. *Regional Science and Urban Economics*, **37**(5), 542–567.
- Cavailhès, J., & Wavresky, P. 2003. Urban Influences on Periurban Farmland Prices. *European Review of Agricultural Economics*, **30**(3), 333–357.
- Cavailhès, J., & Wavresky, P. 2007. Les Effets de la Proximité de la Ville sur les Systèmes de Production Agricoles. *Agriste Cahiers*, **2**, 41–47.
- Cavailhès, J., Peeters, D., & Sékeris, E. 2003. La ville périurbaine. *Revue Economique*, **54**(1), 5–23.
- Cavailhès, J., Peeters, D., Sékeris, E., & Thisse, J.F. 2004. The Periurban City : Why to Live Between The Suburbs and the Countryside. *Regional Science and Urban Economics*, **34**(6), 681–703.

- Cavailhès, J., Brossard, T., Hilal, M., Joly, D., Tourneux, P.F., Tritz, C., & Wavresky, P. 2007. Le Prix des Paysages Périurbains. *Economie rurale*, **297-298**, 71–84.
- Cavailhès, J., Brossard, T., Foltête, J.C., Hilal, M., Joly, D., Tourneux, F.P., Tritz, C., & Wavresky, P. 2009. GIS-Based Hedonic Pricing of Landscape. *Environmental and Resource Economics*, **44**(4), 571–590.
- CE. 2012. *Rapport de la Commission au Parlement Européen et au Conseil*. Sixième Rapport Financier sur le Fonds Européen Agricole pour le Développement Rural (FEADER) - Exercice 2012. Commission Européenne.
- Charlot, S., Hilal, M., & Schmitt, B. 2009. La périurbanisation renforce-t-elle la ségrégation résidentielle urbaine en France? *Espace populations sociétés*, **1**, 29–44.
- Chen, Y., Irwin, E.G., & Jayaprakash, C. 2009. Dynamic Modeling of Environmental Amenity-Driven Migration with Ecological Feedbacks. *Ecological Economics*, **68**(10), 2498–2510.
- Cho, C.J. 2001. Amenities and Urban Residential Structure : an Amenity-Embedded Model of Residential Choice. *Papers in Regional Science*, **80**(4), 483–498.
- Choe, C., & Fraser, I. 1999. Compliance Monitoring and Agri-Environmental Policy. *Journal of Agricultural Economics*, **50**(3), 468–487.
- Claassen, R., Cattaneo, A., & Johansson, R. 2008. Cost-Effective Design of Agri-Environmental Payment Programs : US Experience in Theory and Practice. *Ecological Economics*, **65**(4), 737–752.
- Couch, C., Leontidou, L., & Petschel-Held, G. 2007. *Urban Sprawl in Europe*. Blackwell Publishing.
- Dawkins, C.J., & Nelson, A.C. 2002. Urban Containment Policies and Housing Prices :

- an International Comparison with Implications for Future Research. *Land Use Policy*, **19**(1), 1–12.
- Duke, J.M. 2004. Participation in Agricultural Land Preservation Programs : Parcel Quality and a Complex Policy Environment. *Agricultural and Resource Economics Review*, **33**(1), 34–49.
- Duke, J.M., Borchers, A.M., Johnston, R.J., & Absetz, S. 2012. Sustainable Agricultural Management Contracts : Using Choice Experiments to Estimate the Benefits of Land Preservation and Conservation Practices. *Ecological Economics*, **74**, 95–103.
- EEA. 2006. *Urban Sprawl in Europe : The Ignored Challenge*. Report 10. European Environment Agency.
- Ewing, R.H. 1994. Characteristics, Causes, and Effects of Sprawl : A Literature Review. *Environmental and Urban Issues*, **21**(2).
- FAO. 1999. Agriculture Urbaine et Périurbaine. *In : Comité de l'Agriculture*. Food and Agriculture Organization of the United Nations.
- Fausold, C.J., & Lilieholm, R.J. 1999. The Economic Value of Open Space : A Review and Synthesis. *Environmental Management*, **23**(3), 307–320.
- Fleury, A., & Donadieu, P. 1997. De l'Agriculture Périurbaine à l'Agriculture Urbaine. *Courrier de l'Environnement de l'INRA*, **31**, 45–61.
- Fujita, M. 1986. Optimal Location of Public Facilities : Area Dominance Approach. *Regional Science and Urban Economics*, **16**(2), 241–268.
- Fujita, M. 1989. *Urban Economic Theory : Land Use and City Size*. Cambridge University Press.
- Fujita, M., & Kashiwadani, M. 1989. Testing the Efficiency of Urban Spatial Growth : A Case Study of Tokyo. *Journal of Urban Economics*, **25**(2), 156–192.

- Fujita, M., & Thisse, J.F. 2003. *Economie des Villes et de la Localisation*. Traduit par Gagné, C. et Schmitt, B. De Boeck.
- Gagné, C., Riou, S., & Thisse, J.F. 2012. Are compact cities environmentally friendly? *Journal of Urban Economics*, **72**(2), 123–136.
- Galster, G., Hanson, R., Ratcliffe, M.R., Wolman, H., Coleman, S., & Freihage, J. 2001. Wrestling Sprawl to the Ground : Defining and Measuring an Elusive Concept. *Housing Policy Debate*, **12**(4), 681–717.
- GAO. 1999. *Extent of Federal Influence on "Urban Sprawl" is Unclear*. Tech. rept. RCED-99-87. United States General Accounting Office, Resources, Community and Economic Development Division.
- Geniaux, G., & Napoléone, C. 2011. Évaluation des Effets des Zonages Environnementaux sur la Croissance Urbaine et l'Activité Agricole. *Économie et Statistique*, **444-445**, 181–199.
- Giuliano, G., & Small, K.A. 1991. Subcenters in the Los Angeles region. *Regional Science and Urban Economics*, **21**(2), 163–182.
- Glaeser, E.L., Kahn, M.E., & Rappaport, J. 2008. Why Do the Poor Live in Cities? The Role of Public Transportation. *Journal of Urban Economics*, **63**(1), 1–24.
- Glebe, T.W. 2007. The Environmental Impact of European Farming : How Legitimate are Agri-Environmental Payments? *Applied Economic Perspectives and Policy*, **29**(1), 87–102.
- Goffette-Nagot, F., & Schaeffer, Y. 2011. Accessibilité ou Voisinage? Une Analyse des Sources de la Ségrégation Résidentielle au Sein des Aires Urbaines Françaises. *Revue Economique*, **64**(5), 857–882.

- Goffette-Nagot, F., Reginster, I., & Thomas, I. 2011. Spatial Analysis of Residential Land Prices in Belgium : Accessibility, Linguistic border, and Environmental Amenities. *Regional Studies*, **45**(9), 1253–1268.
- Gordon, P., & Richardson, H.W. 1997. Are Compact Cities a Desirable Planning Goal? *Journal of the American Planning Association*, **63**(1), 95–106.
- Hartwick, J., Schweizer, U., & Varaiya, P. 1976. Comparative Statics of a Residential Economy with Several Classes. *Journal of Economic Theory*, **13**(3), 396–413.
- Harvey, D.R. 2003. Agri-Environmental Relationships and Multi-functionality : Further Considerations. *The World Economy*, **26**(5), 705–725.
- Harvey, R.O., & Clark, W.A.V. 1965. The Nature and Economics of Urban Sprawl. *Land Economics*, **41**(1), 1–9.
- Hascic, I., & Wu, J.J. 2006. Land Use and Watershed Health in the United States. *Land Economics*, **82**(2), 214–239.
- Heimlich, R.E., & Barnard, C.H. 1992. Agricultural Adaptation to Urbanization : Farm Types in Northeast Metropolitan Areas. *Northeastern Journal of Agricultural and Resource Economics*, **21**(1), 50–60.
- Hodge, I. 2000. Agri-Environmental Relationships and the Choice of Policy Mechanism. *The World Economy*, **23**(2), 257–273.
- Hodge, I. 2008. To What Extent are Environmental Externalities a Joint Product of Agriculture? Overview and Policy Implications. *Page 85–118 of : Multifunctionality in Agriculture : Evaluating the Degree of Jointness, Policy Implications*. Organisation for Economic Co-operation and Development (OECD), Paris, France.
- Ifen. 2010. L'Occupation des Sols. *L'Environnement en France*, 41–44.

- Imbens, G.W., & Wooldridge, J.M. 2009. Recent Developments in the Econometrics of Program Evaluation. *Journal of Economic Literature*, **47**(1), 5–86.
- Irwin, E.G. 2002. The Effects of Open Space on Residential Property Values. *Land Economics*, **78**(4), 465–480.
- Irwin, E.G., & Bockstael, N.E. 2002. Interacting Agents, Spatial Externalities and the Evolution of Residential Land Use Patterns. *Journal of Economic Geography*, **2**(1), 31–54.
- Irwin, E.G., & Bockstael, N.E. 2004. Land Use Externalities, Open Space Preservation, and Urban Sprawl. *Regional Science and Urban Economics*, **34**(6), 705–725.
- Irwin, E.G., & Bockstael, N.E. 2006. The Spatial Pattern of Land Use in the United States. *Pages 77–95 of : Arnott, R.J., & McMillen, D.P. (eds), A Companion to Urban Economics*. Blackwell Publishing Ltd.
- Johnson, M.P. 2001. Environmental Impacts of Urban Sprawl : a Survey of the Literature and Proposed Research Agenda. *Environment and Planning A*, **33**(4), 717–735.
- Katzman, M.T. 1974. The Von Thünen Paradigm, the Industrial-Urban Hypothesis, and the Spatial Structure of Agriculture. *American Journal of Agricultural Economics*, **56**(4).
- Kiel, K.A. 2005. Environmental Regulations and the Housing Market : a Review of the Literature. *Cityscape*, **8**(1), 187–207.
- Knowler, D., & Bradshaw, B. 2007. Farmers' Adoption of Conservation Agriculture : A Review and Synthesis of Recent Research. *Food Policy*, **32**(1), 25–48.
- Kovacs, K.F., & Larson, D.M. 2007. The Influence of Recreation and Amenity Benefits of Open Space on Residential Development Patterns. *Land Economics*, **83**(4), 475–496.

- Kuhfuss, L., Menu, M.F., Préget, R., & Thoyer, S. 2012. Une Alternative Originale pour l'Allocation de Contrats Agro-Environnementaux : l'Appel à Projets de l'Agence de l'Eau Artois-Picardie. *Pour*, 97–105.
- Langpap, C., Hascic, I., & Wu, J.J. 2008. Protecting Watershed Ecosystems through Targeted Local Land Use Policies. *American Journal of Agricultural Economics*, **90**(3), 684–700.
- Latacz-Lohmann, U., & Van der Hamsvoort, C. 1997. Auctioning Conservation Contracts : a Theoretical Analysis and an Application. *American Journal of Agricultural Economics*, **79**(2), 407–418.
- Le Goffe, P. 2000. Hedonic Pricing of Agriculture and Forestry Externalities. *Environmental and Resource Economics*, **15**(4), 397–401.
- Lee, C.M., & Fujita, M. 1997. Efficient Configuration of a Greenbelt : Theoretical Modelling of Greenbelt Amenity. *Environment and Planning A*, **29**, 1999–2017.
- Liu, X., & Lynch, L. 2011. Do Agricultural Land Preservation Programs Reduce Farmland Loss ? Evidence from a Propensity Score Matching Estimator. *Land Economics*, **87**(2), 183–201.
- Livanis, G., Moss, C.B., Breneman, V.E., & Nehring, R.F. 2006. Urban Sprawl and Farmland Prices. *American Journal of Agricultural Economics*, **88**(4), 915–929.
- Lynch, L., & Lovell, S.J. 2003. Combining Spatial and Survey Data to Explain Participation in Agricultural Land Reservation Programs. *Land Economics*, **79**(2), 259–276.
- Mackun, P., & Wilson, S. 2011. *Population Distribution and Change : 2000 to 2010*. Tech. rept. United States Census Bureau.

- Maier, L., & Shobayashi, M. 2001. *Multifunctionality : Towards an Analytical Framework*. Organisation for Economic Co-operation and Development (OECD), Paris, France.
- McConnell, V., & Walls, M.A. 2005. *The Value of Open Space : Evidence from Studies of Nonmarket Benefits*. Rff edn. Resources for the Future, Washington DC, USA.
- McGrath, D.T. 2005. More Evidence on the Spatial Scale of Cities. *Journal of Urban Economics*, **58**(1), 1–10.
- Mieszkowski, P., & Mills, E.S. 1993. The Causes of Metropolitan Suburbanization. *The Journal of Economic Perspectives*, 135–147.
- Mills, D.E. 1981. Growth, Speculation and Sprawl in a Monocentric City. *Journal of Urban Economics*, **10**(2), 201–226.
- Mills, E.S. 1972. *Studies in the Structure of the Urban Economy*. Johns Hopkins Press.
- Musterd, S. 2005. Social and Ethnic Segregation in Europe : Levels, Causes, and Effects. *Journal of Urban Affairs*, **27**(3), 331–348.
- Muth, R.F. 1961. Economic Change and Rural-Urban Land Conversions. *Econometrica*, **29**(1), 1–23.
- Muth, R.F. 1969. *Cities and Housing*. The University of Chicago Press.
- Nechyba, T.J., & Walsh, R.P. 2004. Urban Sprawl. *The Journal of Economic Perspectives*, **18**(4), 177–200.
- Nelson, A.C. 1985. A Unifying View of Greenbelt Influences on Regional Land Values and Implications for Regional Planning Policy. *Growth and Change*, **16**(2), 43–48.
- Newburn, D., & Berck, P. 2011. Exurban Development. *Journal of Environmental Economics and Management*, **62**(3), 323–336.

- Newburn, D., Reed, S., Berck, P., & Merenlender, A. 2005. Economics and Land-Use Change in Prioritizing Private Land Conservation. *Conservation Biology*, **19**(5), 1411–1420.
- Newburn, D.A., Berck, P., & Merenlender, A.M. 2006. Habitat and Open Space at Risk of Land-Use Conversion : Targeting Strategies for Land Conservation. *American Journal of Agricultural Economics*, **88**(1), 28–42.
- OECD. 2009. *Farmland Conversion : the Spatial Dimension of Agricultural and Land-Use Policies*. Tech. rept. Organization for Economic Cooperation and Development (OECD), Paris, France.
- Ogawa, H., & Fujita, M. 1980. Equilibrium Land Use Patterns in a Nonmonocentric City. *Journal of Regional Science*, **20**(4), 455–475.
- Ozanne, A., Hogan, T., & Colman, D. 2001. Moral Hazard, Risk Aversion and Compliance Monitoring in Agri-Environmental Policy. *European Review of Agricultural Economics*, **28**(3), 329–348.
- Palmquist, R.B. 1992. Valuing Localized Externalities. *Journal of Urban Economics*, **31**(1), 59–68.
- Palmquist, R.B., Roka, F.M., & Vukina, T. 1997. Hog Operations, Environmental Effects, and Residential Property Values. *Land Economics*, **73**(1), 114–124.
- Papageorgiou, G.J., & Casetti, E. 1971. Spatial Equilibrium Residential Land Values in a Multicenter Setting. *Journal of Regional Science*, **11**(3), 385–389.
- Pendall, R., Puentes, R., & Martin, J. 2006. *From Traditional to Reformed : A Review of the Land Use Regulations in the Nation's 50 Largest Metropolitan Areas*. Tech. rept. The Brookings Institution, Metropolitan Policy Program.

- Piorr, A., Ravetz, J., & Tosics, I. 2011. *Peri-urbanisation in Europe : Towards European Policies to Sustain Urban Rural Futures*. Tech. rept. University of Copenhagen, Academic Books Life Sciences.
- Plantinga, A.J., Lubowski, R.N., & Stavins, R.N. 2002. The Effects of Potential Land Development on Agricultural Land Prices. *Journal of Urban Economics*, **52**(3), 561–581.
- Polinsky, A.M., & Shavell, S. 1976. Amenities and Property Values in a Model of an Urban Area. *Journal of Public Economics*, **5**(1), 119–129.
- Quigley, J.M., & Rosenthal, L.A. 2005. The Effects of Land Use Regulation on the Price of Housing : What Do We Know ? What Can We Learn ? *Cityscape*, **8**(1), 69–137.
- Quigley, J.M., & Swoboda, A.M. 2007. The Urban Impacts of the Endangered Species Act : A General Equilibrium Analysis. *Journal of Urban Economics*, **61**(2), 299–318.
- Ready, R.C., & Abdalla, C.W. 2005. The Amenity and Disamenity Impacts of Agriculture : Estimates from a Hedonic Pricing Model. *American Journal of Agricultural Economics*, **87**(2), 314–326.
- Ready, R.C., Berger, M.C., & Blomquist, G.C. 1997. Measuring Amenity Benefits from Farmland : Hedonic Pricing vs. Contingent Valuation. *Growth and Change*, **28**(4), 438–458.
- RERC. 1974. *The Costs of Sprawl, Detailed Cost Analysis*. Tech. rept. Real Estate Research Corporation, U.S. Government Printing Office.
- Richardson, H.W. 1976. The New Urban Economics : An Evaluation. *Socio-Economic Planning Sciences*, **10**(4), 137–147.
- Richardson, H.W. 1977. On the Possibility of Positive Rent Gradients. *Journal of Urban Economics*, **4**(1), 60–68.

- Roe, B., Irwin, E.G., & Morrow-Jones, H.A. 2004. The Effects of Farmland, Farmland Preservation, and Other Neighborhood Amenities on Housing Values and Residential Growth. *Land Economics*, **80**(1), 55–75.
- Romanos, M.C. 1977. Household Location in a Linear Multi-Center Metropolitan Area. *Regional Science and Urban Economics*, **7**(3), 233–250.
- Rosen, S. 1974. Hedonic Prices and Implicit Markets : Product Differentiation in Pure Competition. *The Journal of Political Economy*, 34–55.
- Shi, Y.J., Phipps, T.T., & Colyer, D. 1997. Agricultural Land Values under Urbanizing Influences. *Land Economics*, 90–100.
- Shoup, D.C. 1970. The Optimal Timing of Urban Land Development. *Papers in Regional Science*, **25**(1), 33–44.
- Solow, R.M., & Vickrey, W.S. 1971. Land Use in a Long Narrow City. *Journal of Economic Theory*, **3**(4), 430–447.
- Song, Y., & Zenou, Y. 2006. Property Tax and Urban Sprawl : Theory and Implications for US Cities. *Journal of Urban Economics*, **60**(3), 519–534.
- Tajibaeva, L., Haight, R.G., & Polasky, S. 2008. A Discrete-Space Urban Model with Environmental Amenities. *Resource and Energy Economics*, **30**(2), 170–196.
- Towe, C. 2010. Testing the Effect of Neighboring Open Space on Development Using Propensity Score Matching. *In : 2010 Annual Meeting, July 25-27, 2010, Denver, Colorado.*
- Turner, M.A. 2005. Landscape Preferences and Patterns of Residential Development. *Journal of Urban Economics*, **57**(1), 19–54.

- Uthes, S., Matzdorf, B., Müller, K., & Kaechele, H. 2010. Spatial Targeting of Agri-Environmental Measures : Cost-Effectiveness and Distributional Consequences. *Environmental Management*, **46**(3), 494–509.
- Van Huylenbroeck, G. 1999. *Countryside Stewardship : Farmers, Policies, and Markets*. 1st ed. edn. Pergamon.
- Van Huylenbroeck, G., Van Hecke, E., Meert, H., Vandermeulen, V., Verspecht, A., Vernimmen, T., Boulanger, A., & Luyten, S. 2005. *Development Strategies for a Multifunctional Agriculture in Peri-urban Areas*. Research contract CP/18. Belgian Science Policy.
- Walker, R. 2001. Urban Sprawl and Natural Areas Encroachment : Linking Land Cover Change and Economic Development in the Florida Everglades. *Ecological Economics*, **37**(3), 357–369.
- Wang, X., & Kockelman, K.M. 2009. Application of the Dynamic Spatial Ordered Probit Model : Patterns of Land Development Change in Austin, Texas. *Papers in Regional Science*, **88**(2), 345–365.
- Wheaton, W.C. 1974. A Comparative Static Analysis of Urban Spatial Structure. *Journal of Economic Theory*, **9**, 223–237.
- Wheaton, W.C. 1977. Income and Urban Residence : An Analysis of Consumer Demand for Location. *The American Economic Review*, **67**(4), 620–631.
- Wheaton, W.C. 1982. Urban Residential Growth under Perfect Foresight. *Journal of Urban Economics*, **12**(1), 1–21.
- Wheaton, W.C. 1998. Land Use and Density in Cities with Congestion. *Journal of Urban Economics*, **43**(2), 258–272.

- Wossink, A., & Swinton, S.M. 2007. Jointness in Production and Farmers' Willingness to Supply Non-Marketed Ecosystem Services. *Ecological Economics*, **64**(2), 297–304.
- Wu, J.J. 2006. Environmental Amenities, Urban Sprawl, and Community Characteristics. *Journal of Environmental Economics and Management*, **52**, 527–547.
- Wu, J.J., & Babcock, B.A. 2001. Spatial Heterogeneity and the Choice of Instruments to Control Nonpoint Pollution. *Environmental and Resource Economics*, **18**(2), 173–192.
- Wu, J.J., & Cho, S.H. 2007. The Effect of Local Land Use Regulations on Urban Development in the Western United States. *Regional Science and Urban Economics*, **37**(1), 69–86.
- Wu, J.J., & Irwin, E.G. 2008. Optimal Land Development with Endogenous Environmental Amenities. *American Journal of Agricultural Economics*, **90**(1), 232–248.
- Wu, J.J., & Lin, H. 2010. The Effect of the Conservation Reserve Program on Land Values. *Land Economics*, **86**(1), 1–21.
- Wu, J.J., & Plantinga, A.J. 2003. The Influence of Public Open Space on Urban Spatial Structure. *Journal of Environmental Economics and Management*, **46**, 288–309.
- Wu, J.J., Adams, R.M., & Plantinga, A.J. 2004. Amenities in an Urban Equilibrium Model : Residential Development in Portland, Oregon. *Land Economics*, **80**(1), 19–32.
- Wunder, S., Engel, S., & Pagiola, S. 2008. Taking Stock : A Comparative Analysis of Payments for Environmental Services Programs in Developed and Developing Countries. *Ecological Economics*, **65**(4), 834–852.
- Yang, C.H., & Fujita, M. 1983. Urban Spatial Structure with Open Space. *Environment and Planning A*, **15**(1), 67–84.
- Yinger, J. 1976. Racial Prejudice and Racial Residential Segregation in an Urban Model. *Journal of Urban Economics*, **3**(4), 383–396.

Annexe A

Conditions relatives à l'équilibre
spatial de notre modèle théorique
de ville monocentrique en
présence d'une agriculture
hétérogène

A.1 Existence de la frontière urbaine

Nous montrons qu'à l'équilibre, les rentes d'enchère des ménages et des agriculteurs se croisent au moins une fois dans l'intervalle $[0, \underline{x}]$, où \underline{x} est la distance à partir de laquelle l'agriculture sous influence urbaine est remplacée par l'activité agricole d'exportation. Rappelons que $\underline{x} < \frac{p}{t}$, où p/t est la distance à partir de laquelle la rente foncière agricole est égale à zéro. Analysons les deux fonctions d'enchère :

$$\frac{\partial r_u^*}{\partial x} = -\frac{1}{\beta} \tau \left[\frac{\beta^\beta (1-\beta)^{1-\beta}}{V} \right]^{\frac{1}{\beta}} (w - \tau x)^{\frac{1}{\beta}-1} < 0 \text{ pour tout } x < \frac{w}{\tau}$$

$$\frac{\partial^2 r_u^*}{\partial x^2} = \frac{1}{\beta} \tau^2 \left[\frac{\beta^\beta (1-\beta)^{1-\beta}}{V} \right]^{\frac{1}{\beta}} (w - \tau x)^{\frac{1}{\beta}-2} > 0 \text{ pour tout } x < \frac{w}{\tau}$$

$$\frac{\partial r_a^*}{\partial x} = -\frac{1}{(1-\alpha)} t A (1-\alpha) \left(\frac{\alpha A}{p_k} \right)^{\frac{\alpha}{1-\alpha}} (p - tx)^{\frac{1}{1-\alpha}-1} < 0 \text{ pour tout } x < \frac{p}{t}$$

$$\frac{\partial^2 r_a^*}{\partial x^2} = \frac{1}{(1-\alpha)} t^2 A (1-\alpha) \left(\frac{\alpha A}{p_k} \right)^{\frac{\alpha}{1-\alpha}} (p - tx)^{\frac{1}{1-\alpha}-2} > 0 \text{ pour tout } x < \frac{p}{t}$$

Les deux fonctions d'enchère sont continues, décroissantes et convexes dans les intervalles $[0, \frac{w}{\tau}]$ et $[0, \frac{p}{t}]$ respectivement.

A l'équilibre, on a :

$$r_u^*(0) = \left[\frac{\beta^\beta (1-\beta)^{1-\beta} w}{V} \right]^{\frac{1}{\beta}} \text{ et } r_a^*(0) = A (1-\alpha) \left(\frac{\alpha A}{p_k} \right)^{\frac{\alpha}{1-\alpha}} p^{\frac{1}{1-\alpha}}$$

$$r_u^*(0) > r_a^*(0) \Leftrightarrow w > \Omega p^{\frac{\beta}{1-\alpha}}$$

$$\text{où } \Omega = \frac{A^\beta (1-\alpha)^\beta \left(\frac{\alpha A}{p_k} \right)^{\frac{\alpha\beta}{1-\alpha}}}{\left[\frac{\beta^\beta (1-\beta)^{1-\beta}}{V} \right]} > 0$$

On a également :

$$r_u^*(x) = 0 \Leftrightarrow x = \frac{w}{\tau}$$

$$r_a^*(x) = \underline{r}_a \Leftrightarrow x = \underline{x}$$

Il existe un point d'intersection entre les deux courbes si et seulement si l'ensemble des conditions suivantes est respecté :

$$\begin{cases} r_u^*(0) > r_a^*(0) \\ x_{r_u^*=0} < x_{r_a^*=0} \end{cases} \Leftrightarrow \begin{cases} w > \Omega p^{\frac{\beta}{(1-\alpha)}} \\ \frac{w}{\tau} < \underline{x} \end{cases}$$

Ces conditions peuvent être interprétées ainsi :

1. Le niveau de revenu des ménages doit être relativement élevé par rapport au prix des produits agricoles.
2. L'arbitrage entre usage résidentiel et agricole du sol peut être seulement fait dans l'intervalle $[0, \underline{x}]$, puisqu'à partir de \underline{x} , il n'y a plus d'activité agricole sous influence urbaine.

A.2 Conditions d'apparition d'une zone périurbaine

Nous cherchons à identifier les conditions sur nos paramètres, qui permettent l'apparition d'une zone périurbaine. Une telle configuration se fait lorsque $r_p(x) \geq r_a(x)$, avec $x \in [\bar{x}, w/\tau]$:

$$\begin{aligned} r_p(x, \delta, \gamma) - r_a(x) &\geq 0 \\ r_u(x) \left(\frac{\delta}{k(x)} \right)^{\beta/\gamma} &\geq r_a(x) \\ \delta &\geq k(x) \left(\frac{r_a(x)}{r_u(x)} \right)^{\gamma/\beta} \end{aligned}$$

Il existe un niveau minimum de jointure de production entre produits agricoles et aménités δ_{\min} pour qu'apparaisse une zone périurbaine. Ce niveau est donné par :

$$\delta_{\min} = \arg \min_x k(x) \left(\frac{r_a(x)}{r_u(x)} \right)^{\gamma/\beta} \quad (\text{A.1})$$

Notons que δ_{\min} dépend des autres paramètres du modèle, et plus particulièrement de la préférence des ménages pour les aménités.

A.3 Conditions d'apparition de mitage ou d'extension urbaine

Nous définissons le mitage comme une forme fragmentée de développement urbain, c'est-à-dire que la ville et la zone périurbaine sont déconnectées l'une de l'autre. En langage mathématique, cela signifie qu'il existe $x_1 < x_2 < \underline{x}$, tel que pour tout $x \in [\bar{x}, x_1] \cup [x_2, \underline{x}]$, on a $r_a^*(x) > r_p^*(x)$, et pour tout $x \in [x_1, x_2]$, on a $r_p^*(x) = r_a^*(x)$.

Selon notre définition du mitage, en \bar{x} , on a :

$$\begin{aligned} r_p^*(\bar{x}) &< r_a^*(\bar{x}) \\ \Leftrightarrow r_u^*(\bar{x})a_p(\bar{x})^{\frac{\gamma}{\beta}} &< r_a^*(\bar{x}) \\ \Leftrightarrow a_p(\bar{x}) &< 1 \end{aligned}$$

Pour que les agriculteurs surenchérisent les ménages à la frontière urbaine, le niveau d'aménités doit être inférieur à un.

$$\begin{aligned} a_p(\bar{x}) &< 1 \\ \Leftrightarrow \delta \left[\alpha \frac{A(p - t\bar{x})}{p_k} \right]^{-\frac{1}{1-\alpha}} &< 1 \\ \Leftrightarrow \delta &< \delta_{\max} \end{aligned}$$

où :

$$\delta_{\max} = \left[\alpha \frac{A(p - t\bar{x})}{p_k} \right]^{\frac{1}{1-\alpha}} \quad (\text{A.2})$$

Dès que δ devient supérieur à δ_{\max} , les ménages surenchérisent les agriculteurs immédiatement après la frontière urbaine. Le mitage tel que nous le définissons ne peut pas avoir lieu. A l'inverse, lorsque $\delta > \delta_{\max}$, la ville s'étale sous une forme que nous appellerons extension urbaine : la zone périurbaine est connectée à la zone urbaine. Notons que δ_{\max} ne dépend pas seulement des préférences γ , c'est à dire que, même pour

de très faibles préférences, si le degré de jointure entre production agricole et aménités est élevé (i.e. $> \delta_{\max}$), certains ménages périurbains pourraient surenchérir les agriculteurs juste à la frontière de la ville. Notons que l'on a $\delta_{\max} = k(\bar{x})$, ce qui s'explique directement par la spécification de la fonction de production des externalités agricoles.

Annexe B

Statique comparative

L'équilibre spatial en l'absence de politiques publiques peut être décrit par le système de neuf équations suivant :

$$\left\{ \begin{array}{l} k^*(x) = \left(\frac{\alpha A(p-tx)}{p_k} \right)^{\frac{1}{1-\alpha}} \\ r_a^*(x) = (p-tx)^{\frac{1}{1-\alpha}} A \left(\frac{\alpha A}{p_k} \right)^{\frac{\alpha}{1-\alpha}} (1-\alpha) \\ r_u^*(x) = \left[\frac{\beta^\beta (1-\beta)^{1-\beta} (w-\tau x)}{\bar{V}} \right]^{\frac{1}{\beta}} \\ r_u^*(\bar{x}) = r_a^*(\bar{x}) \\ r_u^*(x_1) \left(\frac{\delta}{k(x_1)} \right)^{(\gamma/\beta)} = r_a^*(x_1) \\ r_u^*(x_2) \left(\frac{\delta}{k(x_2)} \right)^{(\gamma/\beta)} = r_a^*(x_2) \\ \Theta^*(x) = \begin{cases} \frac{k^*(x)}{\delta} \left(\frac{r_a^*(x)}{r_u^*(x)} \right)^{(\beta/\gamma)} & \text{si } x \in [x_1, x_2] \\ 1 & \text{si } x \notin [x_1, x_2] \end{cases} \\ N_u^* = \int_0^{\bar{x}} 2\pi D(x) \frac{r_u^*(x)}{\beta(w-\tau x)} x dx = \int_0^{\bar{x}} 2\pi D(x) \left[\frac{\beta^\beta (1-\beta)^{1-\beta}}{\bar{V}} \right]^{\frac{1}{\beta}} \frac{1}{\beta} (w-\tau x)^{\frac{1}{\beta}-1} x dx \\ N_p^* = \int_{x_1}^{x_2} 2\pi (1-\Theta^*(x)) \frac{r_a^*(x)}{\beta(w-\tau x)} x dx \end{array} \right.$$

En différentiant chacune des neuf équations du système, on obtient le système matriciel suivant :

$$\begin{pmatrix} 1 & 0 & 0 & 0 & 0 & 0 & 0 & 0 & 0 \\ 0 & 1 & 0 & 0 & 0 & 0 & 0 & 0 & 0 \\ 0 & 0 & 1 & 0 & 0 & 0 & 0 & 0 & 0 \\ 0 & -1 & 1 & c_1 & 0 & 0 & 0 & 0 & 0 \\ c_2 & -1 & c_3 & 0 & c_4 & 0 & 0 & 0 & 0 \\ c_5 & -1 & c_6 & 0 & 0 & c_7 & 0 & 0 & 0 \\ c_8 & c_9 & c_{10} & 0 & 0 & 0 & 1 & 0 & 0 \\ 0 & 0 & 0 & c_{11} & 0 & 0 & 0 & 1 & 0 \\ 0 & c_{12} & 0 & 0 & c_{13} & c_{14} & c_{15} & 0 & 1 \end{pmatrix} \begin{pmatrix} dk \\ dr_a \\ dr_u \\ d\bar{x} \\ dx_1 \\ dx_2 \\ d\Theta \\ dN_u \\ dN_p \end{pmatrix} = \begin{pmatrix} 0 & 0 & 0 & 0 & m_{11} & m_{13} & m_{15} & 0 \\ 0 & 0 & 0 & 0 & m_{12} & m_{14} & m_{16} & 0 \\ m_1 & m_4 & m_7 & 0 & 0 & 0 & 0 & 0 \\ 0 & 0 & 0 & 0 & 0 & 0 & 0 & 0 \\ 0 & 0 & 0 & m_8 & 0 & 0 & 0 & m_{17} \\ 0 & 0 & 0 & m_9 & 0 & 0 & 0 & m_{18} \\ 0 & 0 & 0 & m_{10} & 0 & 0 & 0 & m_{19} \\ m_2 & m_5 & 0 & 0 & 0 & 0 & 0 & 0 \\ m_3 & m_6 & 0 & 0 & 0 & 0 & 0 & 0 \end{pmatrix} \begin{pmatrix} dw \\ d\tau \\ d\bar{V} \\ d\gamma \\ dp \\ dp_k \\ dt \\ d\delta \end{pmatrix} \quad (\text{B.1})$$

où les coefficients de la matrice de gauche sont donnés par :

$$\begin{aligned}
c_1 &= r'_u(\bar{x}) - r'_a(\bar{x}) < 0 \\
c_2 &= r_u(x_1) \frac{\gamma}{\beta} \left(\frac{\delta}{k(x_1)} \right)^{\frac{\gamma}{\beta}-1} \left(-\frac{\delta}{k(x_1)^2} \right) < 0 \\
c_3 &= \left(\frac{\delta}{k(x_1)} \right)^{\gamma/\beta} > 0 \\
c_4 &\sim r'_p(x_1) - r'_a(x_1) > 0 \\
c_5 &= r_u(x_2) \frac{\gamma}{\beta} \left(\frac{\delta}{k(x_2)} \right)^{\frac{\gamma}{\beta}-1} \left(-\frac{\delta}{k(x_2)^2} \right) < 0 \\
c_6 &= \left(\frac{\delta}{k(x_2)} \right)^{\gamma/\beta} > 0 \\
c_7 &\sim r'_p(x_2) - r'_a(x_2) < 0 \\
c_8 &= -\frac{1}{\delta} \left(\frac{r_a(x)}{r_u(x)} \right)^{\frac{\beta}{\gamma}} < 0 \\
c_9 &= -\frac{k(x)}{\delta} \left(\frac{1}{r_u(x)} \right)^{\frac{\beta}{\gamma}} \frac{\beta}{\gamma} r_a(x)^{\frac{\beta}{\gamma}-1} \\
c_{10} &= \begin{cases} -\frac{k^*(x)}{\delta} \frac{\beta}{\gamma} \left(\frac{r_a^*(x)}{r_u^*(x)} \right)^{\frac{\beta}{\gamma}-1} \left(-\frac{r_a^*(x)}{r_u^*(x)^2} \right) > 0, & \text{si } x \in [x_1, x_2] \\ 0, & \text{si } x \notin [x_1, x_2] \end{cases} \\
c_{11} &= -2\pi D(\bar{x}) \frac{r_u(\bar{x})}{\beta(w-\tau\bar{x})} \bar{x} < 0 \\
c_{12} &= -\int_{x_1}^{x_2} 2\pi(1-\Theta(x)) \frac{1}{\beta(w-\tau x)} x dx < 0 \\
c_{13} &= +2\pi(1-\Theta(x_1)) \frac{r_a(x_1)}{\beta(w-\tau x_1)} x_1 > 0 \\
c_{14} &= -2\pi(1-\Theta(x_2)) \frac{r_a(x_2)}{\beta(w-\tau x_2)} x_2 < 0 \\
c_{15} &= -\int_{x_1}^{x_2} 2\pi(-1) \frac{r_a(x)}{\beta(w-\tau x)} x dx > 0
\end{aligned}$$

et les coefficients de la matrice de droite sont donnés par :

$$\begin{aligned}
m_1 &= \left(\frac{\beta^\beta (1-\beta)^{1-\beta}}{\bar{V}} \right)^{\frac{1}{\beta}} \frac{1}{\beta} (w - \tau x)^{\frac{1}{\beta}-1} > 0 \\
m_2 &= \int_0^{\bar{x}} 2\pi D(x) \left(\frac{\beta^\beta (1-\beta)^{1-\beta}}{\bar{V}} \right)^{\frac{1}{\beta}} \frac{1}{\beta} \left(\frac{1}{\beta} - 1 \right) (w - \tau x)^{\frac{1}{\beta}-2} x dx > 0 \\
m_3 &= \int_{x_1}^{x_2} 2\pi (1 - \Theta(x)) r_a(x) \frac{1}{\beta} \left(-\frac{1}{(w-\tau x)^2} \right) x dx < 0 \\
m_4 &= \left(\frac{\beta^\beta (1-\beta)^{1-\beta}}{\bar{V}} \right)^{\frac{1}{\beta}} \frac{1}{\beta} (-x) (w - \tau x)^{\frac{1}{\beta}-1} < 0 \\
m_5 &= \int_0^{\bar{x}} 2\pi D(x) \left(\frac{\beta^\beta (1-\beta)^{1-\beta}}{\bar{V}} \right)^{\frac{1}{\beta}} \frac{1}{\beta} \left(\frac{1}{\beta} - 1 \right) (-\tau) (w - \tau x)^{\frac{1}{\beta}-2} x dx < 0 \\
m_6 &= \int_{x_1}^{x_2} 2\pi (1 - \Theta(x)) r_a(x) \frac{1}{\beta} \left(-\frac{-x}{(w-\tau x)^2} \right) x dx > 0 \\
m_7 &= (w - \tau x)^{\frac{1}{\beta}} \left(\beta^\beta (1 - \beta)^{1-\beta} \right)^{\frac{1}{\beta}} \frac{1}{\beta} \left(-\frac{1}{\bar{V}^2} \right) \left(\frac{1}{\bar{V}} \right)^{\frac{1}{\beta}-1} < 0 \\
m_8 &= -r_u(x_1) \frac{1}{\beta} \ln \left(\frac{\delta}{k(x_1)} \right) \left(\frac{\delta}{k(x_1)} \right)^{\frac{\gamma}{\beta}} < 0 \\
m_9 &= -r_u(x_2) \frac{1}{\beta} \ln \left(\frac{\delta}{k(x_2)} \right) \left(\frac{\delta}{k(x_2)} \right)^{\frac{\gamma}{\beta}} < 0 \\
m_{10} &= \frac{k(x)}{\delta} \left(\frac{r_a}{r_u} \right)^{\frac{\beta}{\gamma}} \left(-\frac{\beta}{\gamma^2} \right) \ln \left(\frac{r_a}{r_u} \right) > 0 \quad \text{si } x > \bar{x} \\
m_{11} &= \left(\frac{\alpha A}{p_k} \right)^{\frac{1}{1-\alpha}} \frac{1}{1-\alpha} (p - tx)^{\frac{1}{1-\alpha}-1} > 0 \\
m_{12} &= A \left(\frac{\alpha A}{p_k} \right)^{\frac{\alpha}{1-\alpha}} (p - tx)^{\frac{1}{1-\alpha}-1} > 0 \\
m_{13} &= (\alpha A (p - tx))^{\frac{1}{1-\alpha}} \frac{1}{1-\alpha} \left(-\frac{1}{p_k^2} \right) \left(\frac{1}{p_k} \right)^{\frac{1}{1-\alpha}-1} < 0 \\
m_{14} &= A(1 - \alpha) (p - tx)^{\frac{1}{1-\alpha}} (\alpha A)^{\frac{\alpha}{1-\alpha}} \frac{\alpha}{1-\alpha} \left(-\frac{1}{p_k^2} \right) \left(\frac{1}{p_k} \right)^{\frac{\alpha}{1-\alpha}-1} < 0 \\
m_{15} &= \left(\frac{\alpha A}{p_k} \right)^{\frac{1}{1-\alpha}} \frac{1}{1-\alpha} (-x) (p - tx)^{\frac{1}{1-\alpha}-1} < 0 \\
m_{16} &= A \left(\frac{\alpha A}{p_k} \right)^{\frac{\alpha}{1-\alpha}} (-x) (p - tx)^{\frac{1}{1-\alpha}-1} < 0 \\
m_{17} &= -r_u(x_1) \left(\frac{1}{k(x_1)} \right)^{\frac{\gamma}{\beta}} \frac{\gamma}{\beta} \delta^{\frac{\gamma}{\beta}-1} < 0 \\
m_{18} &= -r_u(x_2) \left(\frac{1}{k(x_2)} \right)^{\frac{\gamma}{\beta}} \frac{\gamma}{\beta} \delta^{\frac{\gamma}{\beta}-1} < 0 \\
m_{19} &= k(x) \left(\frac{r_a(x)}{r_u(x)} \right)^{\frac{\beta}{\gamma}} \left(-\frac{1}{\delta^2} \right) < 0
\end{aligned}$$

L'équation matricielle (B.1) peut être réécrite en termes de signe :

$$\begin{pmatrix} + & 0 & 0 & 0 & 0 & 0 & 0 & 0 & 0 \\ 0 & + & 0 & 0 & 0 & 0 & 0 & 0 & 0 \\ 0 & 0 & + & 0 & 0 & 0 & 0 & 0 & 0 \\ 0 & - & + & - & 0 & 0 & 0 & 0 & 0 \\ - & - & + & 0 & + & 0 & 0 & 0 & 0 \\ - & - & + & 0 & 0 & - & 0 & 0 & 0 \\ - & - & + & 0 & 0 & 0 & + & 0 & 0 \\ 0 & 0 & - & - & 0 & 0 & 0 & + & 0 \\ 0 & - & 0 & 0 & + & - & + & 0 & + \end{pmatrix} \begin{pmatrix} dk \\ dr_a \\ dr_u \\ d\bar{x} \\ dx_1 \\ dx_2 \\ d\Theta \\ dN_u \\ dN_p \end{pmatrix} = \begin{pmatrix} 0 & 0 & 0 & 0 & + & - & - & 0 \\ 0 & 0 & 0 & 0 & + & - & - & 0 \\ + & - & - & 0 & 0 & 0 & 0 & 0 \\ 0 & 0 & 0 & 0 & 0 & 0 & 0 & 0 \\ 0 & 0 & 0 & - & 0 & 0 & 0 & - \\ 0 & 0 & 0 & - & 0 & 0 & 0 & - \\ 0 & 0 & 0 & + & 0 & 0 & 0 & - \\ + & + & 0 & 0 & 0 & 0 & 0 & 0 \\ - & + & 0 & 0 & 0 & 0 & 0 & 0 \end{pmatrix} \begin{pmatrix} dw \\ d\tau \\ d\bar{V} \\ d\gamma \\ dp \\ dp_k \\ dt \\ d\delta \end{pmatrix} \quad (\text{B.2})$$

Nous utilisons la règle de Cramer pour résoudre le système. Nous avons donc besoin du signe du déterminant de la matrice B , qui correspond à la matrice de gauche dans l'équation (B.1). Le déterminant est donné par ¹ :

$$|B| = c_1 c_4 c_7 > 0$$

Exemple de l'effet des paramètres exogènes sur $k(x)$

La règle de Cramer nous donne :

$$dk = \frac{|B'_{i,j}|}{|B|} dj \quad (\text{B.3})$$

où $|B|$ est le déterminant de la matrice B définie précédemment. $|B'|$ est le déterminant de la matrice B' qui correspond à la matrice B dans laquelle la colonne di a été remplacée par la colonne dj de la matrice de droite dans l'équation (B.1), i et j étant respectivement une des variables endogènes et une des variables exogènes du modèle.

Évaluons par exemple l'effet du revenu des ménages w sur l'intensité de l'agriculture $k(x)$. Dans la matrice B , nous remplaçons la colonne correspondant à dk par la colonne

1. Les déterminants des matrices ont été calculés à l'aide du logiciel de calcul algébrique Maxima, disponible en libre accès à l'adresse suivante <http://maxima.sourceforge.net/>

dw de la matrice de droite dans l'équation (B.1) :

$$B'_{k,w} = \begin{pmatrix} 0 & 0 & 0 & 0 & 0 & 0 & 0 & 0 & 0 \\ 0 & 1 & 0 & 0 & 0 & 0 & 0 & 0 & 0 \\ m_1 & 0 & 1 & 0 & 0 & 0 & 0 & 0 & 0 \\ 0 & -1 & 1 & c_1 & 0 & 0 & 0 & 0 & 0 \\ 0 & -1 & c_3 & 0 & c_4 & 0 & 0 & 0 & 0 \\ 0 & -1 & c_6 & 0 & 0 & c_7 & 0 & 0 & 0 \\ 0 & c_9 & c_{10} & 0 & 0 & 0 & 1 & 0 & 0 \\ m_2 & 0 & c_{11} & c_{12} & 0 & 0 & 0 & 1 & 0 \\ m_3 & c_{13} & 0 & 0 & c_{14} & c_{15} & c_{16} & 0 & 1 \end{pmatrix} \quad (\text{B.4})$$

Nous constatons que le déterminant est nul ($|B'_{k,w}| = 0$). En d'autres termes, on a : $\frac{dk}{dw} = 0$. Dans notre modèle, le niveau de revenu des ménages n'a pas d'effet sur la distribution de l'intensité agricole.

Détaillons maintenant les effets des prix des produits agricoles p sur l'intensité agricole. Dans la matrice B , nous remplaçons la colonne dk par la colonne dp dans la matrice de droite de l'équation (B.1) :

$$B'_{k,p} = \begin{pmatrix} m_{11} & 0 & 0 & 0 & 0 & 0 & 0 & 0 & 0 \\ m_{12} & 1 & 0 & 0 & 0 & 0 & 0 & 0 & 0 \\ 0 & 0 & 1 & 0 & 0 & 0 & 0 & 0 & 0 \\ 0 & -1 & 1 & c_1 & 0 & 0 & 0 & 0 & 0 \\ 0 & -1 & c_3 & 0 & c_4 & 0 & 0 & 0 & 0 \\ 0 & -1 & c_6 & 0 & 0 & c_7 & 0 & 0 & 0 \\ 0 & c_9 & c_{10} & 0 & 0 & 0 & 1 & 0 & 0 \\ 0 & 0 & c_{11} & c_{12} & 0 & 0 & 0 & 1 & 0 \\ 0 & c_{13} & 0 & 0 & c_{14} & c_{15} & c_{16} & 0 & 1 \end{pmatrix} \quad (\text{B.5})$$

Nous calculons le déterminant suivant : $|B'_{k,p}| = c_1 c_4 c_7 m_{11} > 0$. D'après la règle de Cramer, cela implique que $\frac{dk}{dp} > 0$. Autrement dit, une augmentation du prix des produits agricoles provoque une intensification de l'agriculture, toute chose égale par ailleurs.

De la même manière, nous déterminons les effets des paramètres exogènes du modèle sur l'intensité de l'agriculture $k(x)$:

$$\frac{dk}{dw} = \frac{dk}{d\tau} = \frac{dk}{d\bar{V}} = \frac{dk}{d\gamma} = \frac{dk}{d\delta} = 0; \frac{dk}{dp} > 0; \frac{dk}{dp_k} < 0; \frac{dk}{dt} < 0$$

Les effets des paramètres du modèle sur $r_a(x)$

D'après la règle de Cramer, on a :

$$\frac{dr_a}{dw} = \frac{dr_a}{d\tau} = \frac{dr_a}{d\bar{V}} = \frac{dr_a}{d\gamma} = \frac{dr_a}{d\delta} = 0; \frac{dr_a}{dp} > 0; \frac{dr_a}{dp_k} < 0; \frac{dr_a}{dt} < 0$$

Les effets des paramètres du modèle sur $r_u(x)$

D'après la règle de Cramer, on a :

$$\frac{dr_u}{d\gamma} = \frac{dr_u}{dp} = \frac{dr_u}{dp_k} = \frac{dr_u}{dt} = \frac{dr_u}{d\delta} = 0; \frac{dr_u}{dw} > 0; \frac{dr_u}{d\tau} < 0; \frac{dr_u}{d\bar{V}} < 0$$

Les effets des paramètres du modèle sur \bar{x}

D'après la règle de Cramer, on a :

$$\frac{d\bar{x}}{dw} > 0; \frac{d\bar{x}}{d\tau} < 0; \frac{d\bar{x}}{d\bar{V}} < 0; \frac{d\bar{x}}{d\gamma} = 0; \frac{d\bar{x}}{dp} < 0; \frac{d\bar{x}}{dp_k} > 0; \frac{d\bar{x}}{dt} > 0; \frac{d\bar{x}}{d\delta} = 0$$

Les effets des paramètres du modèle sur x_1

D'après la règle de Cramer, on a :

$$\frac{dx_1}{dw} < 0; \frac{dx_1}{d\tau} > 0; \frac{dx_1}{d\bar{V}} > 0; \frac{dx_1}{d\gamma} < 0; \frac{dx_1}{dp} > 0; \frac{dx_1}{dp_k} < 0; \frac{dx_1}{dt} < 0; \frac{dx_1}{d\delta} < 0$$

Les effets des paramètres du modèle sur x_2

D'après la règle de Cramer, on a :

$$\frac{dx_2}{dw} > 0; \frac{dx_2}{d\tau} < 0; \frac{dx_2}{d\bar{V}} < 0; \frac{dx_2}{d\gamma} > 0; \frac{dx_2}{dp} < 0; \frac{dx_2}{dp_k} > 0; \frac{dx_2}{dt} > 0; \frac{dx_2}{d\delta} > 0$$

Les effets des paramètres du modèle sur $\Theta(x)$

D'après la règle de Cramer, on a :

$$\frac{d\Theta}{dw} < 0; \frac{d\Theta}{d\tau} > 0; \frac{d\Theta}{d\bar{V}} > 0; \frac{d\Theta}{d\gamma} < 0; \frac{d\Theta}{dp} > 0; \frac{d\Theta}{dp_k} < 0; \frac{d\Theta}{dt} < 0; \frac{d\Theta}{d\delta} < 0$$

Les effets des paramètres du modèle sur N_u

D'après la règle de Cramer, on a :

$$\frac{dN_u}{dw} > 0; \frac{dN_u}{d\tau} < 0; \frac{dN_u}{d\bar{V}} < 0; \frac{dN_u}{d\gamma} = 0; \frac{dN_u}{dp} < 0; \frac{dN_u}{dp_k} > 0; \frac{dN_u}{dt} > 0; \frac{dN_u}{d\delta} = 0$$

Les effets des paramètres du modèle sur N_p

D'après la règle de Cramer, on a :

$$\frac{dN_p}{d\bar{V}} < 0; \frac{dN_p}{d\gamma} > 0; \frac{dN_p}{d\delta} > 0$$

En revanche, on ne peut pas conclure sur les effets de w , τ , p , p_k et t .

Les effets des paramètres du modèle sur $q_h(x)$

La consommation d'espace résidentiel est donnée par :

$$q_h^*(x) = \frac{\beta(w - \tau x)}{r(x)}$$

Par conséquent, les effets des paramètres du modèle dépendent de la localisation des ménages. Pour les ménages urbains, on a $r(x) = r_u(x)$:

$$q_{h,u}^*(x) = \frac{\beta(w - \tau x)}{r_u(x)} = \left(\frac{\beta^\beta (1 - \beta)^{1-\beta}}{\bar{V}} \right)^{-\frac{1}{\beta}} \beta(w - \tau x)^{1-\frac{1}{\beta}}$$

Les paramètres agricoles (p, p_k, t, δ) et les préférences pour les aménités γ n'ont pas d'effet sur la consommation d'espace résidentiel dans la ville. Les effets du revenu des ménages et du coût de transport domicile-travail sont donnés par :

$$\begin{aligned}\frac{dq_{h,u}}{dw} &= \left(\frac{\beta^\beta (1-\beta)^{1-\beta}}{\bar{V}} \right)^{-\frac{1}{\beta}} \beta \left(1 - \frac{1}{\beta} \right) (w - \tau x)^{-\frac{1}{\beta}} < 0 \\ \frac{dq_{h,u}}{d\tau} &= \left(\frac{\beta^\beta (1-\beta)^{1-\beta}}{\bar{V}} \right)^{-\frac{1}{\beta}} \beta \left(1 - \frac{1}{\beta} \right) (-x)(w - \tau x)^{-\frac{1}{\beta}} > 0\end{aligned}$$

Pour les ménages périurbains, on a $r(x) = r_p(x) = r_a(x)$ for $x \in [x_1, x_2]$:

$$q_{h,p}^*(x) = \frac{\beta(w - \tau x)}{r_a(x)}$$

On en déduit :

$$\frac{dq_{h,p}}{dw} > 0; \frac{dq_{h,p}}{d\tau} < 0$$

Les paramètres agricoles influencent la consommation d'espace résidentiel dans la zone d'usage mixte du sol, à travers le niveau d'aménités. Les effets sur $q_h(x)$ sont exactement l'inverse de ceux de $r_a(x)$:

$$\frac{dq_{h,p}}{dp} < 0; \frac{dq_{h,p}}{dp_k} > 0; \frac{dq_{h,p}}{dt} > 0$$

Les effets des paramètres du modèle sur $e(x)$

Les effets des paramètres exogènes sur le flux net d'externalités produit par l'agriculture peuvent être déduit aisément des effets sur l'intensité agricoles $k(x)$. Puisque le flux d'externalités est donné par $e^*(x) = \delta/k^*(x)$, on en déduit que les effets des paramètres du modèle sur $e(x)$ sont les opposés des effets sur $k(x)$:

$$\frac{de}{dp} < 0; \frac{de}{dp_k} > 0; \frac{de}{dt} > 0$$

L'effet de la capacité d'une agriculture donnée à produire des externalités positives δ peut être déterminé comme suit :

$$\frac{de}{d\delta} = \frac{1}{k(x)} > 0$$

Les paramètres propres aux ménages tels que le revenu w , le coûts de déplacement domicile-travail τ , les préférences pour les aménités γ et le niveau d'utilité à l'équilibre \bar{V} n'ont pas d'effets sur le flux net d'externalités agricoles.

Les effets des paramètres du modèle sur $a(x)$

Le niveau d'aménités à l'équilibre dans la zone d'usage mixte du sol assure l'égalité des rentes foncières agricole et périurbaine. Il est défini par :

$$a^*(x) = \left(\frac{r_a^*(x)}{r_u^*(x)} \right)^{\frac{\beta}{\gamma}} \quad \text{pour tout } x \in [x_1, x_2]$$

L'effet des paramètres agricoles sur $a(x)$ sont les même que sur $r_a(x)$:

$$\frac{da}{dp} > 0; \frac{da}{dp_k} < 0; \frac{da}{dt} < 0$$

L'effet des paramètres propres aux ménages sur $a(x)$ sont les opposés de ceux sur $r_u(x)$:

$$\frac{da}{dw} < 0; \frac{da}{d\tau} > 0; \frac{da}{d\bar{V}} > 0$$

Enfin, l'effet de la préférence des ménages pour les aménités est donnée par :

$$\frac{da}{d\gamma} = -\frac{\beta}{\gamma^2} \ln \left(\frac{r_a}{r_u} \right) \left(\frac{r_a}{r_u} \right)^{\frac{\beta}{\gamma}} < 0$$

Le tableau B.1 récapitule l'ensemble des résultats de la statique comparative du modèle.

	$r_u^*(x)$	$r_a^*(x)$	$k^*(x)$	\bar{x}	x_1	x_2	$e^*(x)$	$\Theta^*(x)$	N_u^*	N_p^*	$a^*(x)$	$q_h^*(x)$
w	+	0	0	+	-	+	0	-	+	+/-	-	$\left\{ \begin{array}{l} - \text{ if } x \in [0, \bar{x}] \\ + \text{ if } x \in [x_1, x_2] \end{array} \right.$
τ	-	0	0	-	+	-	0	+	-	+/-	+	$\left\{ \begin{array}{l} + \text{ if } x \in [0, \bar{x}] \\ - \text{ if } x \in [x_1, x_2] \end{array} \right.$
\bar{V}	-	0	0	-	+	-	0	+	-	-	+	0
γ	0	0	0	0	-	+	0	-	0	+	-	0
p	0	+	+	-	+	-	-	+	-	+/-	+	$\left\{ \begin{array}{l} 0 \text{ if } x \in [0, \bar{x}] \\ - \text{ if } x \in [x_1, x_2] \end{array} \right.$
p_k	0	-	-	+	-	+	+	-	+	+/-	-	$\left\{ \begin{array}{l} 0 \text{ if } x \in [0, \bar{x}] \\ + \text{ if } x \in [x_1, x_2] \end{array} \right.$
t	0	-	-	+	-	+	+	-	+	+/-	-	$\left\{ \begin{array}{l} 0 \text{ if } x \in [0, \bar{x}] \\ + \text{ if } x \in [x_1, x_2] \end{array} \right.$
δ	0	0	0	0	-	+	+	-	0	+	0	0

TABLE B.1 – Statique comparative du modèle en l'absence de politiques publiques

Thèse de Doctorat

Thomas COISONN

Choix de localisation résidentielle, externalités agricoles et politiques agri-environnementales

Residential location choices, agricultural externalities and agri-environmental policies

Résumé

L'étalement urbain est un enjeu environnemental et socio-économique fort. De nombreuses politiques tentent de limiter l'urbanisation excessive autour des aires urbaines européennes ou nord-américaines. Pour appréhender la question de l'étalement urbain, il est nécessaire de comprendre quels sont les mécanismes en œuvre dans les choix de localisation résidentielle des ménages. En effet, près de la moitié des surfaces artificialisées en Europe entre 2000 et 2006 l'ont été à des fins résidentielles. Plus de trois quarts de cette artificialisation s'est effectuée au détriment de terres agricoles. L'objectif de cette thèse est de construire un cadre théorique permettant de comprendre les mécanismes économiques reliant les choix de localisation résidentielle des ménages et les externalités produites par l'agriculture. Nous utilisons le modèle statique de ville monocentrique développé par l'économie urbaine. Les modèles théoriques développés mettent en évidence différents résultats. La production d'un niveau suffisant d'aménités agricoles peut amener un ménage à s'installer loin de la ville où il travaille mais à proximité d'un cadre de vie qu'il valorise. Le développement urbain fragmenté peut donc être une configuration naturelle pour une ville entourée d'une agriculture hétérogène. Par ailleurs, l'introduction d'une politique agri-environnementale incitant les agriculteurs à produire des externalités positives peut affecter indirectement les choix de localisation résidentielle des ménages. Finalement, toute politique susceptible d'affecter les caractéristiques de l'espace périurbain se doit de l'aborder par une approche holistique, prenant en compte ses nombreux déterminants.

Mots clés

Economie géographique, Economie urbaine, Etalement urbain, Localisation résidentielle, Occupation du sol, Modèle monocentrique, Rentes foncières, Economie agricole, Agriculture périurbaine, Externalités agricoles, Politiques agri-environnementales.

Abstract

Urban sprawl is a major environmental and socio-economic issue. Many public policies are designed to limit the excessive urbanization that occurs around large European and North-American urban areas. In order to address the urban sprawl issue correctly, it is necessary to understand the mechanisms driving households' residential location choices. Indeed, in Europe, between 2000 and 2006, nearly half of the artificialized land was dedicated to residential use. More than three quarters of this land-use change occurred on farmland. The purpose of this work is to provide a strong theoretical framework which would allow giving keys for better understanding of the economic mechanisms involved in residential location choice on the one hand, and agricultural externalities on the other. We use the static model of the monocentric city, developed by urban economy. Our theoretical models allow us to highlight various results. A sufficient supply of agricultural amenities may drive households to locate further away from the city where they work, but nearer to a better-valued life environment. We show that, under certain conditions, fragmented urban development may naturally occur in any city surrounded by heterogeneous agriculture. We also show that the introduction of an agri-environmental policy promoting the provision of agricultural positive externalities may indirectly affect households' residential location choices. Therefore, any public policy that is likely to influence characteristics of the suburban area has to deal with a holistic approach, taking into account its many drivers.

Key Words

Geographical economics, Urban economics, Urban sprawl, Residential location, Land-use, Monocentric model, Land bid-rents, Agricultural economics, Suburban agriculture, Agricultural externalities, Agri-environmental policies.