

ACADEMIE ROYALE DES SCIENCES D'OUTRE-MER

**Un modèle dynamique de simulation
pour comprendre les processus de changement d'utilisation du sol
dans la région soudano-sahélienne**

par

Nathalie STEPHENNE

KONINKLIJKE ACADEMIE VOOR OVERZEESE WETENSCHAPPEN

2002



ACADEMIE ROYALE DES SCIENCES D'OUTRE-MER
Classe des Sciences naturelles et médicales
Mémoire in-8°, Nouvelle Série, Tome 25, fasc. 2, Bruxelles, 2002

**Un modèle dynamique de simulation
pour comprendre les processus de changement d'utilisation du sol
dans la région soudano-sahélienne**

par

Nathalie STEPHENNE

Chercheuse IGEAT

(Institut de Gestion de l'Environnement et d'Aménagement du Territoire – ULB)

KONINKLIJKE ACADEMIE VOOR OVERZEESE WETENSCHAPPEN

Klasse voor Natuur- en Geneeskundige Wetenschappen
Verhandeling in-8°, Nieuwe Reeks, Boek 25, afl. 2, Brussel, 2002

Mémoire présenté au concours annuel 2000
Classe des Sciences naturelles et médicales

Rapporteurs: MM. I. BEGHIN, M. FRERE & J.-J. SYMOENS

Texte définitif déposé le 6 mai 2002

ACADEMIE ROYALE
DES
SCIENCES D'OUTRE-MER

KONINKLIJKE ACADEMIE
VOOR
OVERZEESE WETENSCHAPPEN

rue Defacqz 1 boîte 3
B-1000 Bruxelles (Belgique)

Defacqzstraat 1 bus 3
B-1000 Brussel (België)

☎ (02)538.02.11 & 538.47.72 – Fax (02)539.23.53
E-mail: kaowarsom@skynet.be

ISBN 90-75652-26-7
D/2002/0149/1

TABLE DES MATIERES

Résumé	7
1. Introduction	9
1.1. Problématique soudano-sahélienne	9
1.2. Dégradation des sols: historique et définitions	12
1.3. Modélisation de l'utilisation du sol	16
1.3.1. Approche historique: modèles explicatifs à une variable (la population) et controverses	16
1.3.2. Approche récente: vision systémique, conceptuelle et participative	19
1.3.3. Approche de modélisation quantitative	22
1.4. Objectifs de la recherche	27
1.5. Plan des chapitres	29
2. Un modèle de simulation dynamique des changements d'utilisation du sol dans les pays soudano-sahéliens d'Afrique (SALU)	31
2.1. Introduction	31
2.2. Structure du modèle	31
2.3. Calcul de la demande dans les différentes utilisations du sol	34
2.3.1. Terres pastorales	34
2.3.2. Superficie cultivée	36
2.3.3. Superficies d'extraction du bois de feu	37
2.4. Processus de changement d'utilisation du sol	39
2.4.1. Expansion agricole et déforestation	39
2.4.2. Intensification agricole et diminution des terres pasto- rales	40
2.5. Indicateurs endogènes de la pression dans le système d'utilisation du sol	41
2.5.1. Productivité du travail	42
2.5.2. Utilisation des intrants dans l'agriculture et budget du ménage	43
2.5.3. Conservation de la fertilité des terres cultivées	44
2.5.4. Diminution de la productivité en biomasse naturelle dans les terres pastorales à cause du surpâturage	45
2.6. Le caractère dynamique du modèle	47
2.7. Application du modèle au Burkina Faso	47
2.8. Discussion	53
2.9. Conclusion	54

3. Paramétrisation du modèle: définition et sensibilité	55
3.1. Introduction	55
3.2. Définition des paramètres	56
3.2.1. Consommation alimentaire par habitant	57
3.2.1.1. Estimations des besoins céréaliers de la population soudano-sahélienne	58
3.2.1.2. Demande calorique journalière convertie en besoins vivriers	59
3.2.2. Consommation en biomasse par tête de bétail	60
3.2.3. Consommation en bois de feu par habitant	62
3.2.4. Productivité de l'espace boisé	63
3.2.5. Capacité de charge des pâturages sahéliens	64
3.2.6. Maintien de la productivité de l'espace agricole par la jachère	65
3.2.7. Productivité de l'espace pastoral	66
3.2.8. Productivité de l'espace agricole	68
3.3. Analyse de la sensibilité du modèle à la variation de ses paramètres	69
3.3.1. Méthodologie	69
3.3.1.1. Indices agrégés des différences annuelles dans les projections des utilisations du sol	69
3.3.1.2. Indices détaillés de la différence dans les projections des utilisations du sol et dans les indicateurs de pression dans le système d'utilisation du sol	75
3.3.2. Résultats	77
3.3.2.1. Indices agrégés des différences annuelles dans les projections des utilisations du sol	77
3.3.2.2. Indices détaillés de la différence dans les projections des utilisations du sol et de la pression générale dans le système d'utilisation du sol	81
3.4. Discussion	85
3.5. Conclusion	87
4. Scénarios de changements d'utilisation du sol en Afrique soudano-sahélienne: compréhension des forces de changement environnemental	91
4.1. Introduction	91
4.2. Méthodologie des scénarios de changement d'utilisation du sol	92
4.2.1. Hypothèses sur les changements d'utilisation du sol	92
4.2.2. Méthodologie d'analyse	94

4.3. Résultats	98
4.4. Discussion	108
4.5. Conclusion	110
5. Conclusions	113
5.1. Démarche de modélisation et réponse à l'hypothèse de base	113
5.2. Résultats et discussions méthodologiques	114
5.3. Résultats principaux quant à la compréhension de l'utilisation régionale du sol	117
5.4. Outil d'aide à la décision	118
5.5. Perspectives	119
Bibliographie	123



RESUME

Cette étude développe un modèle de simulation destiné à projeter les changements d'utilisation du sol à l'échelle nationale pour les pays soudano-sahéliens. Le but de ce travail est l'amélioration de la compréhension des forces de changement de l'utilisation du sol dans cette région. De plus, seul un modèle de simulation dynamique peut fournir les projections des changements d'utilisation du sol aussi bien passées que futures sur une échelle de temps de plus de cinquante ans. Ces projections à long terme permettent, par ailleurs, d'évaluer l'impact des changements d'utilisation du sol dans les changements climatiques (TAYLOR *et al.* 2002).

SALU (*SAhelian Land-Use model*) est un modèle des changements d'utilisation du sol spécifiques aux pays soudano-sahéliens d'Afrique (STEPHENNE & LAMBIN 2001a). Ce modèle représente, de manière dynamique, une version simplifiée de notre compréhension actuelle des changements d'utilisation du sol dans la région. Suite à cette simplification et aux processus décisionnels inhérents à tout travail de modélisation, SALU est une abstraction d'un système d'utilisation du sol fortement agrégé et idéalisé. Le système d'utilisation ainsi représenté ne peut être comparé à l'évolution de l'utilisation du sol telle qu'elle se produit dans une communauté particulière au sein de la région.

La compréhension actuelle provient essentiellement d'une revue extensive des études de cas qui analysent la dynamique des changements d'utilisation du sol dans toute la région durant ces cinquante dernières années. Pour une année donnée, la demande en terres est calculée sur l'hypothèse d'un équilibre de la production et la consommation des ressources de base dérivées des différentes utilisations du sol. Les variables exogènes du modèle sont la population humaine (rurale et urbaine), le bétail, la pluviométrie et les importations de céréales. Les produits du modèle sont les superficies destinées à l'extraction du bois de feu, les superficies cultivées, les terres en jachère et les pâtures pour chaque année. Des indicateurs de pression sont aussi définis de manière endogène par le modèle (taux de surpâturage et dégradation des terres, productivité du travail, revenu moyen du ménage).

En accord avec la littérature traitant des systèmes agraires, le modèle simule deux processus de changement d'utilisation du sol: l'expansion agricole d'un système technologiquement extensif, suivie par l'intensification agricole lorsqu'un seuil de saturation de l'espace est atteint. En produisant des simulations avec ce modèle dynamique de l'utilisation du sol, notre compréhension des processus de changement d'utilisation du sol, des forces de changement, des seuils dans le système ainsi que des rétroactions entre facteurs humains et biophysiques est améliorée.

Le modèle a tout d'abord été testé à l'échelle nationale en utilisant des données du Burkina Faso. Les résultats démontrent des changements d'utilisation du sol

à deux fréquences temporelles différentes: à une fréquence élevée, induits par la variabilité climatique, et à une fréquence plus basse, selon les tendances démographiques. Des scénarios de mise en condition révèlent les interactions entre les forces de changement de l'utilisation du sol au Sahel. La croissance de population rurale représente un stress démographique plus important en matière d'utilisation du sol que la croissance de la population urbaine. La croissance de la population urbaine telle qu'elle a été évaluée ces trente dernières années ne peut à elle seule conduire à une saturation de l'espace utilisé et à l'intensification des techniques agricoles. La résilience de l'utilisation du sol face à la sécheresse, et donc la vulnérabilité de la population, dépend du niveau technologique lors de l'événement sec.

Les simulations de SALU ont également été utilisées afin de tester des théories dominantes concernant les variables explicatives des changements d'utilisation. A l'échelle régionale, le modèle a été calibré sur une région couvrant deux rangées de cellules d'un Modèle Climatique Global (GCM) de 11° 25 sud à 16° 25 nord en latitude et de l'océan Atlantique au Tchad en longitude. Il n'existe aucune donnée quantitative de l'utilisation du sol à long terme dans cette région d'Afrique de l'Ouest. Les quelques études qui ont mesuré les changements d'occupation du sol à l'échelle de trente années l'ont fait à l'échelle locale. Puisque notre modèle se propose de combler un manque d'information, cette insuffisance de l'information compromet toute validation.

Par ailleurs, valider ce genre de modèle reste théoriquement impossible. Notre démarche a combiné divers tests des résultats du modèle afin d'accorder à SALU un certain degré de confiance. A l'échelle du Burkina Faso, la vitesse des changements prédits par le modèle a été comparée avec succès à des taux de changement mesurés par télédétection dans des études de cas. Une analyse de sensibilité a prouvé le peu de variations des résultats aux changements de valeurs de la plupart des paramètres. A l'échelle régionale, les projections de 1992-93 ont été comparées à une carte d'occupation du sol produite grâce à la télédétection par l'IGBP (LOVELAND *et al.* 1999). Une méthode d'allocation «favorable» a converti les catégories d'utilisation en catégories d'occupation du sol. A cette échelle régionale, les simulations présentent des structures particulières par région ou par période de temps.

1. Introduction

1.1. PROBLEMATIQUE SOUDANO-SAHELIENNE

Depuis des millénaires, l'humanité évolue en interaction avec son environnement biophysique (SOLBRIG 1991, MOSS 1992, TURNER II *et al.* 1994, LAMBIN *et al.* 1999). Par tradition, les sciences sociales et particulièrement la géographie ont toujours étudié l'interface entre l'environnement et la société à l'échelle de la région (PELLISSIER & SAUTTER 1970, ANCEY 1977, CAMBEZY *et al.* 1984, LIVERMAN 1994, GIBSON *et al.* 1998). Depuis quelques années, des scientifiques de toutes disciplines, tels les climatologues, les écologistes, les agronomes et les naturalistes, focalisent leurs recherches sur cette interface et les interactions entre les composantes biophysiques et sociales du système global (BASKIN 1993, DALSGAARD & OFICIAL 1997, THOMAS 1997, PUIGDEFABREGAS 1998). La compréhension de la dimension humaine des changements environnementaux globaux est apparue comme une priorité politique et scientifique (BERK 1991, TURNER II & MEYER, 1991, OJIMA *et al.* 1994). Selon l'Agenda 21 qui prône un développement durable de la Terre (Conférence des Nations Unies sur l'environnement et le développement à Rio de Janeiro en 1992), les politiques d'utilisation du sol et de gestion des ressources affectent, et sont affectées, par les changements environnementaux à l'échelle du globe (FRESCO *et al.* 1996). Les programmes internationaux de recherche tels le «International Geosphere-Biosphere Programme (IGBP)» et le «International Human Dimensions of Global Environmental Change Program (IHDP)» s'engagent à tenter d'analyser et de prédire les changements d'utilisation du sol au sein du projet de «Land-Use/Cover Change (LUCC)» (TURNER II *et al.* 1993, LAMBIN *et al.* 1999). Dans ces études multidisciplinaires, l'occupation du sol fait référence aux attributs biophysiques de la surface terrestre, ce qui comprend les biomes, les sols, la topographie, la surface et les eaux souterraines. Les objectifs des habitants dans l'occupation du sol représentent l'utilisation du sol. Actuellement, les changements d'utilisation du sol provoquent des changements physiques d'occupation qui, à leur tour, affectent la biodiversité, l'eau, les émissions d'énergie et de gaz et même la biosphère et le climat, par des effets cumulatifs. Les demandes de production et de consommation de la société moderne ne peuvent être rencontrées sans des modifications et des conversions — remplacement d'une occupation du sol par une autre — de l'utilisation du sol (RIEBSAME *et al.* 1994, TURNER *et al.* 1995, LAMBIN *et al.* 2000). Ces différentes collaborations scientifiques internationales intègrent de nombreuses disciplines et insistent sur la nécessité d'estimer, de comprendre et, donc, de créer des modèles de changement d'occupation et d'utilisation du sol.

Les changements atmosphériques et climatiques, comme par exemple les sécheresses, les inondations ou plus largement le réchauffement climatique, modifient les structures biophysiques, mais aussi sociales et économiques, de l'écosystème mondial. Ces changements et leurs impacts sont étudiés depuis des années à des échelles de temps et d'espace variées (NICHOLSON 1989, ADAMS *et al.* 1990, FREDERICK 1994). L'étude de l'impact environnemental et climatique des activités humaines est plus récente (XUE & SHUKLA 1993, MEEHL 1994, COTTON & PIELKE 1995, AVISSAR & LIU 1996, OTTERMAN 1997, DEFRIES *et al.* 1999, ZENG & NEELIN 2000). Ces études se sont d'abord penchées sur l'impact des conversions d'occupation du sol comme la déforestation (DALE *et al.* 1993, GILRUTH *et al.* 1995, HALL *et al.* 1995, LAMBIN 1997) ou l'urbanisation (DOUGLAS 1994, COUR 2001). Actuellement, les études démontrent l'importance des modifications d'occupation du sol comme l'expansion et l'intensification agricole (MATSON *et al.* 1997, LAMBIN *et al.* 2000) et ses effets nuisibles à long terme sur la diversité des écosystèmes terrestres et particulièrement aquatiques (COSTANZA *et al.* 1990, TILMAN 1999). L'utilisation et l'occupation du sol sont des facteurs majeurs du changement environnemental global et du débat sur le développement durable de l'écosystème mondial (TURNER II & MEYER 1991, LAMBIN *et al.* 2000). Nourrir la population humaine en croissance par une gestion équilibrée des systèmes de production menacés par de multiples changements biophysiques et anthropiques (énergie, gaz atmosphériques, eau, sols, biodiversité, aléas climatiques et structures économique-politico-sociales) est le défi à court et long terme du développement durable de la terre (FRESCO & KROONENBERG 1992, O'CALLAGHAN & WYSEURE 1994, WU *et al.* 1996, VOSTI & REARDON 1997, REENBERG & LUND 1998, FISCHER *et al.* 2001, TILMAN *et al.* 2001). L'analyse des interactions écologiques et socio-économiques a révélé le lien entre deux critères séparément utilisés pour juger de la capacité de l'humanité à se nourrir elle-même: (i) la proportion de personnes qui ont accès au niveau de base nutritionnel; (ii) la durabilité ou non de la production alimentaire globale (DAILY *et al.* 1998). La compréhension et la prédiction de la complexité des changements d'utilisation et d'occupation du sol constituent des outils de la politique alimentaire régionale et mondiale.

Alors qu'une crise alimentaire mondiale a peu de chances de se produire dans les prochaines années, des déficiences locales et régionales (faibles revenus et production alimentaire insuffisante) se produisent, se sont produites et risquent encore de se produire dans de nombreuses régions du monde (DAILY *et al.* 1998, HARIPRIYA & PARIKH 1998, EVENSON 1999). Les changements environnementaux risquent d'accentuer ces crises dans certaines régions vulnérables. Les régions arides et semi-arides doivent être parmi les premières à ressentir les effets de changements physiques et humains (UCAR 1991, KATES & HAARMAN 1992, WEIJENBERG *et al.* 1993, PARTON *et al.* 1994, RIEBSAME *et al.* 1994, SIMPSON *et al.* 2001). La rapidité des changements dans ces régions en fait des lieux privilégiés pour tenter de comprendre et de modéliser les changements d'utilisation du sol. En tant que région semi-aride, la frange sahélienne de l'Afrique de l'Ouest associe toutes les

caractéristiques de vulnérabilité humaine et physique (RAYNAUT 1997a). La modélisation de l'utilisation du sol dans cette région doit permettre de mieux comprendre sa vulnérabilité et les facteurs qui la déterminent.

D'un point de vue humain, de nombreuses études ont évalué les déterminants socio-économiques de la vulnérabilité soudano-sahélienne (GIRI 1983, IUCN 1989b, CHAMARD 1993, ROCHETTE *et al.* 1989, PIERI 1989, WARREN & KHOGALI 1992, ARYEETAY-ATTOH 1997, RAYNAUT *et al.* 1997, SNRECH 1997). Selon ces études, la région doit gérer trois défis socio-économiques: (i) la population a doublé en trente ans entre 1960 et 1990, avec des taux d'accroissement variant de 2 à 3% (GIRI 1983, IUCN 1989a, PIERI 1989, COUR 1993, CLEAVER & SCHREIBER 1994, SNRECH 1994, RAYNAUT 1997a) mais avec une distribution variable dans l'espace, à cause de l'exode rural par exemple, et dans le temps (OCDE 1988, IUCN 1989a, CHAMARD 1993, OUEDRAGO & PICHE 1993, FISCHER *et al.* 1996, DOOS 1997, GREGOIRE 1997, COUR 2001); (ii) les pays soudano-sahéliens appartiennent tous à la catégorie des plus bas revenus mesurés par le PNB (USED 1985, WRI 1992, NAUDET 1993, CLEAVER & SCHREIBER 1994, MORTIMORE 1998, BATTERBURY & WARREN 2001); (iii) les choix politiques nationaux et internationaux, allant des aides internationales aux conflits locaux, en passant par l'échec de certains projets de développement, s'allient pour constituer une fragilité socio-politique (WADE 1974, OCDE 1988, JODHA 1990, CAMILLERI 1993, TOULMIN 1993, TENGBERG 1995, THEBAUD & BATTERBURY 2001). Les subsides et les taxes constituent des incitations ou des distorsions qui affectent l'allocation des ressources et l'utilisation du sol (GLANTZ 1986, SWINTON 1988, YUNG & BOSC 1992, WEIJENBERG *et al.* 1993, FISCHER *et al.* 1996, SNRECH 1997). De nombreuses études prospectives insistent sur le besoin de prédictions et de simulations du futur de ces états fragilisés par ces défis (USED 1985, OCDE 1988, BRUNNER *et al.* 1995).

D'un point de vue environnemental, la région soudano-sahélienne se caractérise par la récurrence «acyclique» des épisodes secs (GLANTZ & KATZ 1985, GLANTZ 1986, GROUZIS & ALBERGEL 1989, BONFIGLIOLI 1991, JOUVE 1991, TOURTE en avant-propos de YUNG & BOSC, 1992, CHAMARD 1993, ELLIS & GALVIN 1994, HULME 1996, KOECHLIN 1997). Etymologiquement, le mot «Sahel» est la déformation du mot arabe *es-Sahil* signifiant rivage (RHODES 1991, GADO 1993). C'est la zone de transition entre les régions désertiques du Sahara et celles où règne le climat soudanien. Dans cette région de faible pluviosité, entre 100 et 600 mm/an, l'histoire climatique se résume en une alternative entre deux hypothèses: celle de l'assèchement ou celle du phénomène cyclique. La succession d'années déficitaires pendant ce siècle apporte des arguments à l'hypothèse d'assèchement (GIRI 1983, NICHOLSON 1989, CADET 1990, HULME 1992, CHAMARD 1993, HULME 2001). Mais les nombreuses études prouvant le caractère humide du Sahel avant l'Holocène (11 000 à 3 500 B.P.) et l'alternance de périodes arides et pluvieuses concluent à l'hypothèse d'évolution cyclique (EL-BAZ 1988, CARBONNEL & HUBERT 1989, GASSE 1990, MAINGUET 1990, ROGNON 1991, CARBONNEL & HUBERT 1992, EL-BAZ *et al.* 2000). Selon une analyse statistique sur la période 1980 à 1989, la

pluviosité annuelle peut expliquer 83 % de la réponse spatiale annuelle de la végétation du Sahara (HULME & KELLY 1993). GROUZIS & ALBERGEL (1989) évaluent également la part de la variation de production de biomasse herbacée imputable au facteur pluviométrique dans une équation calibrée sur la mare d'Oursi au Burkina Faso. Dans ces conditions semi-arides où le facteur climatique est primordial et très variable, le risque de dégradation des sols est particulièrement élevé (ELDIN 1985, LO & SENE 1989, MARIKO 1991, LINDQVIST & TENGBERG 1993, LINDSKOG & TENGBERG 1994, TOULMIN 1993, WICKENS 1997). Dans cette problématique environnementale et socio-économique, la nécessité de comprendre et de prédire l'utilisation du sol dans la région soudano-sahélienne est mise en évidence. Ces deux objectifs apparaissent également dans la littérature traitant de la dégradation des terres.

1.2. DEGRADATION DES SOLS: HISTORIQUE ET DEFINITIONS

Dès le début du 20^e siècle, les scientifiques attirent l'attention sur la fragilité des sols dans la région soudano-sahélienne. Après un siècle de recherches, il existe encore de nombreux désaccords concernant la nature des changements environnementaux qui caractérisent la désertification, sa définition (il en existe plus d'une centaine), l'existence même du phénomène et la mesure de son taux et de son extension, mais surtout ses causes et conséquences (WARREN & KHOGALI 1992, DAHLBERG 1996, BATTERBURY & WARREN 2001). Néanmoins, ce début de 21^e siècle voit la disparition de vieilles orthodoxies et de mythes sur la dégradation des terres. Un certain consensus définit le système paysager soudano-sahélien comme un système complexe, en constante transformation du fait de l'utilisation humaine. Un autre consensus scientifique insiste sur le besoin d'outils de compréhension de ce système intégrant des notions nouvelles telles la variabilité, la stabilité, la diversité et la vulnérabilité (WARREN & AGNEW 1988, BINNS 1990, THOMAS & MIDDLETON 1994, MORTIMORE 1998, BATTERBURY & WARREN 2001).

Les premiers écrits sur l'extension du Sahara sont attribués à Boville en 1921. Ils se basent sur l'étude, effectuée par Hubert en 1920, d'un dessèchement progressif et sont largement influencés par le déterminisme environnemental de Huntington (MORTIMORE 1998). En 1935, Stebbing, forestier européen, parle «d'invasion du sable» et est le premier à estimer le phénomène d'extension vers le sud à 1 km/an (DREGNE & TUCKER 1988). En 1938, Rodd met en cause ces descriptions et ces mesures d'extension du désert en invoquant la variabilité annuelle et mensuelle de la pluviosité et les changements immédiats de la végétation. Stebbing revient alors sur ses déclarations d'extension du désert et parle de «dégradation forestière» et accuse la mauvaise utilisation des terres et la culture sur brûlis (BINNS 1990, MORTIMORE 1998). Aubreville, en 1949, utilise pour la première fois le terme «désertification» en parlant de naissance de déserts causée par l'action de l'homme (GLANTZ & ORLOVSKY 1983, BINNS 1990, ODINGO 1990). Dix ans plus tard, Le Houérou réagissant contre l'application du terme dans tous les environnements, telle la forêt

tropicale, invente le terme de *desertization* pour faire explicitement référence aux régions qui bordent les déserts actuels (VERSTRAETE 1986, LE HOUEROU 1992).

Suite à ces premiers diagnostics alarmistes et peu fondés, les définitions de la désertification se multiplient. Chaque auteur, même après une revue des nombreuses définitions existantes, apporte ses propres précisions sur la spécification du phénomène (MENSHING 1986, RAPP 1986, SANDERS 1986, WARREN & AGNEW 1988, MAINGUET 1990, NELSON 1990, DREGNE *et al.* 1991, RHODES 1991, GUNTER 1993, TENGBERG 1995). La définition issue de la Conférence des Nations Unies sur la Désertification (UNCOD en 1977 à Nairobi) envisage des «conditions désertiques». Cette définition a été précisée de multiples fois et a surtout été mal appliquée dans les projets de développement qui ont suivi la conférence (RAPP 1986, EL-BAZ 1988, ODINGO 1990). Devant la divergence des définitions, cette étude n'utilisera pas le terme «désertification» parce qu'il s'est progressivement «désertifié» et qu'il fait référence à une définition par des experts extérieurs d'un environnement qu'ils connaissent peu ou mal (EL-BAZ 1988, BINNS 1990, BAKHIT 1993, THOMAS 1997). Le reste de l'étude définira la désertification en faisant référence au terme «dégradation des terres» tel que défini au sein de l'UNEP depuis 1990 (HELLDEN 1991, WARREN & KHOGALI 1992, WARREN 1993, NICHOLSON *et al.* 1998): «dégradation des terres dans des zones arides, semi-arides et sub-humides sèches résultant des divers facteurs incluant les variations climatiques et les activités humaines».

Au-delà des phénomènes biophysiques qui définissent l'érosion des sols selon un budget de sédiments, et son effet sur le rendement (SHUKLA *et al.* 1996, LAL 1997, TURNER 1998) ou selon un flux de nutriments (PENNING DE VRIES & DJITEYE 1982, BREMAN *et al.* 2001), la dégradation des terres implique de comprendre les conséquences du processus pour ses principales victimes, les utilisateurs des terres (MORTIMORE 1998, WARREN *et al.* 2001). BARROW (1991) définit la dégradation comme une perte d'utilité potentielle. BLAIKIE & BROOKFIELD (1987) spécifient le destinataire de cette utilité potentielle. L'utilisation potentielle de référence est le niveau de satisfaction des besoins actuels et futurs de la population. Notons que selon cette définition d'utilisation potentielle, la conversion d'un couvert végétal n'est pas nécessairement une dégradation des terres (MORTIMORE & ADAMS 2001). La transformation en herbage annuel n'est pas une dégradation puisque l'herbe est une des principales sources de biomasse pour le bétail (AGNEW 1997, PRINCE *et al.* 1998, OBA *et al.* 2000). Une interaction entre un environnement extrêmement variable et une utilisation potentielle des terres par la société peut donc induire une dégradation. Celle-ci doit être spécifiée dans le temps et selon l'échelle d'analyse.

Le processus de dégradation est un phénomène évolutif dans le temps. La dégradation liée au passage des troupeaux est triple: (i) physique lorsqu'elle est due au piétinement et à la diminution de biomasse protectrice; (ii) chimique lorsque l'ingestion d'herbe induit un déplacement de l'azote et du phosphore vers des endroits où la végétation est absente comme les villages et les points d'eaux; (iii) biologique lorsque se produit un changement de végétation ou une diminution de

sa qualité vers des espèces peu appétibles et nitrophiles (PENNING DE VRIES & DJITEYE 1982). La sécheresse et la dégradation se produisent à des échelles de temps différentes (THOMAS 1997). Trois phases peuvent être définies dans le processus de dégradation en réponse à un stress climatique: (i) face à la sécheresse, définie par déficit hydrique à court terme (1-2 ans), les habitants adoptent des stratégies écologiques et techniques; (ii) devant la «dessiccation», déficit de pluviosité dans le long terme (de l'ordre de dix années), la réponse humaine devient nationale et globale dans le cas des aides humanitaires; (iii) la dégradation des terres est le dernier stade d'une spirale descendante, c'est le résultat d'une interaction déséquilibrée qui ne permet plus l'utilisation «durable» des ressources naturelles (GLANTZ & ORLOVSKY 1983, SANDERS 1986, WARREN & AGNEW 1988, BONFIGLIOLI 1991, WARREN 1993, MORTIMORE 1998). Selon le principe d'une satisfaction équitable des besoins des populations actuelles et des générations futures, une utilisation durable est celle qui ne détruit pas le potentiel des sols pour les générations futures (TURNER II & MEYER 1991, FRESCO & KROONENBERG 1992). Le développement durable impliquant la notion de long terme, l'utilisation durable des sols peut être définie comme la conservation d'une qualité et d'une quantité de sol suffisantes pour assurer la production, concept souvent exprimé dans les termes de «vie du sol» (WARREN *et al.* 2001). La «résilience» des sols et celle des populations sont des atouts dans la gestion durable de l'utilisation des terres. La résilience est une capacité à la fois physique et humaine de retrouver, après un choc, son état initial de productivité (BLAIKIE & BROOKFIELD 1987, WARREN & AGNEW 1988, MORTIMORE 1988, MORTIMORE 1993a). L'action synergique des causes humaine et physique augmente la sensibilité du lieu, puis des événements déclencheurs (tels le pâturage ou le climat) induisent le dépassement du niveau de résilience et le passage d'une phase à l'autre avec l'implication d'une augmentation des coûts respectifs de protection, de réhabilitation ou de restauration (PUIGDEFABREGAS 1998). L'échelle de temps relativise donc l'irréversibilité et le coût économique de la dégradation (GLANTZ & ORLOVSKY 1983, MAINGUET 1990, LE HOUEROU 1992). Ces notions de «durable» et de «résilience» permettent de comprendre que le processus de dégradation est relatif aux régions, aux populations, et aux utilisations que ces dernières font de la terre.

L'existence ou non du phénomène de dégradation des terres doit être étudiée dans sa dimension spatiale. Malgré son but légitime de clarifier le problème, la mesure quantitative de l'extension du phénomène a parfois contribué à la divergence des points de vue. FORSE (1989) ne voit «pas de signes de dégradation irréversible mais des évidences de reverdurisation lors des pluies». A l'échelle mondiale, les essais de quantification et de cartographie de la dégradation des terres sont utilisés depuis les années 1970 pour appuyer une vision alarmiste de la désertification (NELSON 1990, DREGNE *et al.* 1991, GRAINGER 1990, OLSSON 1993a). Pour prendre l'exemple du Soudan largement étudié en matière de dégradation des terres, les superficies nationales très sévèrement dégradées sont respectivement estimées à 29 millions d'ha par UNCOD en 1977, à 60 millions d'ha

par FAO/UNEP en 1984, à 80 millions d'ha par Dregne en 1991, à 37 millions d'ha par GLASOD en 1990 (TAHA AYOUB 1998). Largement popularisées pour alimenter le débat, ces estimations globales se contredisent et ont été largement extrapolées par des citations qui ne fournissent jamais la définition des indicateurs de dégradation (MAINGUET 1992, TOULMIN 1993, NICHOLSON *et al.* 1998). A l'échelle locale en 1970, Kassas évalue l'avancée du désert dans le nord du Soudan comme dans les écrits de Stebbing (cité par DREGNE & TUCKER 1988, ODINGO 1990). En 1975, Lamprey mesure le processus dans la région à 100 km/an (cité par NELSON 1990, DODD 1994). HELLDEN (1988), en analysant des images satellitaires sur la même région soudanienne, ne trouve aucune preuve de progression irréversible des limites du désert vers le sud. Après une étude de séries temporelles d'images satellitaires dans la même région, OLSSON (1985, 1989, 1993b) confirme les conclusions de Hellden mais signale que 10 à 15% de la variation des rendements des cultures peuvent être imputés à la dégradation des terres. Actuellement, de nombreux auteurs s'accordent sur l'existence des taches de dégradation sévère aux franges du Sahara, malgré les fluctuations interannuelles climatiques (OLSSON & RAPP 1991, LINDQVIST & TENGBERG 1993, LINDSKOG & TENGBERG 1994, TENGBERG 1995, LYKKE 1997, PRINS 1997, WICKENS 1997, MAATMAN *et al.* 1998). A l'échelle régionale, les oscillations cycliques liées à la présence de variations climatiques interannuelles sont révélées par l'analyse de longues séries de données satellitaires (TUCKER *et al.* 1991, SCHLESINGER & GRAMENOPOULOS 1996, PRINCE *et al.* 1998). Une étude statistique de la variabilité de biomasse primaire au Kenya indique que l'absence de dégradation à l'échelle nationale implique néanmoins une augmentation de la sensibilité des «ressources clefs» du pastoralisme (HARY *et al.* 1996). Les régions de dégradation sévère définies par l'indice d'efficacité dans l'utilisation de la pluie (*Rain Use Efficiency*) se localisent là où les études de cas signalent des poches de dégradation des terres (PRINCE *et al.* 1998). Une étude des ressources du sud-ouest du Burkina Faso sur photos aériennes confirme que la dégradation dépend de l'échelle d'analyse (GRAY 1999). Malgré l'apport des données satellitaires, l'interprétation et le manque de données sur le long terme empêchent encore d'obtenir un consensus sur l'évolution quantitative de la dégradation des terres en région soudano-sahélienne.

L'échec relatif des essais de définition du phénomène de désertification et l'incohérence encore relative des estimations de dégradation des terres prouvent la complexité du système d'utilisation des terres en région soudano-sahélienne. La réflexion sur les causes des apparitions de taches de dégradation et sur les causes des changements d'utilisation du sol n'aboutit pas non plus à l'heure actuelle à un consensus (BATTERBURY & WARREN 2001). Les recherches futures se doivent d'améliorer la compréhension de la complexité des interactions entre la croissance de population et les changements environnementaux et socio-politico-économiques (FRESCO & WESTPHAL 1988; MAINGUET 1990; FOUAD 1993; WARREN 1993; CLEAVER & SCHREIBER 1994; FORD & ADAMSON 1995; RAYNAUT 1997b, 2001; MORTIMORE & ADAMS 2001).

Un des moyens de gérer et de comprendre la complexité de la réalité et en particulier de l'utilisation du sol, est la définition de modèles ou de théories (LEVINS 1966, CHOJNICKI 1970, SPEDDING 1988, HANNON & RUTH 1994, LAMBIN *et al.* 2000). Un modèle est un artefact ou une représentation abstraite et sélective résumant dans un but précis un événement réel (HAGGETT & CHORLEY 1967, DENT & BLACKIE 1979, SPEDDING 1988, HANNON & RUTH 1994, MARTIN 1996). Selon LAMBIN (1994), les raisons de modéliser sont au nombre de trois: la compréhension des phénomènes réels, la prédiction et la simulation. La simulation est une expérimentation sur un modèle plutôt que sur le phénomène lui-même (CHOJNICKI 1970, ROUSH 1995).

Les modèles nous forcent à spécifier explicitement ce que nous savons et ne savons pas d'une manière la plus transparente possible. En formalisant les hypothèses en organisant les données et en spécifiant les liens et rétroactions entre les différents secteurs et régions (...), les modèles de simulation permettent d'entreprendre des expériences et de tester les options politiques non testables dans le monde réel (LIVERMAN 1994).

1.3. MODELISATION DE L'UTILISATION DU SOL

De nombreux modèles ont tenté d'expliquer les changements d'utilisation du sol. Les causes et effets des changements d'utilisation du sol y sont représentés de manière abstraite et simplifiée afin de mieux déceler les mécanismes relationnels. Cette introduction tente de résumer l'évolution des termes employés, des causes, des objectifs et des échelles d'analyse.

On distingue trois approches dans la modélisation de la relation entre la population et son environnement physique. Les premiers modèles intègrent une variable explicative, la population. Ces relations simples et actuellement réfutées, mais généralement facilement quantifiables, ont considérablement amélioré la compréhension de l'interaction entre la population et l'environnement et restent parfois un point de départ à la réflexion (CASWELL 1988, SIMPSON *et al.* 2001). Récemment, les modèles représentent ces interactions dans un système où plus d'une variable explicative interviennent. Dans cette deuxième génération, les modèles sont plus conceptuels que quantitatifs. Une troisième génération est actuellement en train de naître. Elle allie la notion de système, en intégrant diverses variables explicatives, et la démarche quantitative. C'est dans cette troisième génération que notre modèle s'intègre.

1.3.1. *Approche historique:*

modèles explicatifs à une variable (la population) et controverses

La notion d'utilisation des terres voit le jour dans le débat fertile sur l'efficacité de l'allocation des ressources. En parallèle à l'évolution des espèces par sélection

naturelle selon Darwin, CLEMENTS (1928) élabore la théorie de la succession végétale selon laquelle, après une perturbation quelconque, la végétation tend à revenir à un stade de végétation persistant et caractéristique, le *Climax*, par une séquence de succession ou rétrogression. Ces deux paradigmes sont basés sur l'hypothèse de l'équilibre, de la stabilité des conditions extérieures au système (ELLIS *et al.* 1993). La recherche pastorale des années 1920 et 1940 a transformé la théorie de succession en une technique de gestion du fourrage naturel et du bétail, en créant le concept de «capacité de charge». Cette capacité de charge définit un équilibre entre la pression animale et le pouvoir de régénération de la végétation, afin de maintenir un environnement stable et des profits agricoles (PENNING DE VRIES & DJITEYE 1982, BOUDET 1984, BARTELS *et al.* 1993, BEHNKE Jr. & SCOONES 1993, GUILLAUD 1994). Dans le théorème de MALTHUS (1798), la population humaine est vue comme un simple organisme biologique dont la croissance est régulée par les réserves alimentaires dans un processus de rétroaction (LIVERMAN 1994). Face à des techniques de production constantes et des ressources environnementales limitées, les économistes, tels Smith, Mill, Ricardo et Malthus, s'inquiètent de la croissance démographique (BILSBORROW 1987). Ces malthusiens déterminent un taux de population critique et la capacité de charge pour un type de ressources. Ils sont partisans des politiques de planification (BLAIKIE & BROOKFIELD 1987). Les détracteurs de ces paradigmes d'équilibre dans les disciplines biologiques et économiques décrivent des phases dans l'utilisation des ressources.

En particulier pour l'utilisation agricole des sols, le concept de capacité de charge est utilisé pour ses qualités quantitatives dans des études empiriques en combinaison avec d'autres indicateurs (GREPPERUD 1996, MATLON & ADESINA 1997, FEDOROFF & COHEN 1999, AMISSAH-ARTHUR *et al.* 2000). Au niveau théorique, BOSERUP (1970) se distingue de Malthus, puisque le premier représente la croissance de la population comme une entrave, et la seconde comme un incitant au développement de cinq stades d'intensification croissante dans les systèmes agricoles (LELE & STONE 1989, RAYMOND *et al.* 1990, TABUTIN & THILGES 1992, KATES *et al.* 1993). GLEAVE & WHITE (1969) avaient précédemment caractérisé la poussée démographique comme une impulsion dans l'évolution agraire. Ces stades peuvent être comparés à la notion d'états et de transitions en correspondant à des niveaux d'équilibre entre des causes de déséquilibre (GRIFFON 1990). De nombreux auteurs critiqueront la dominance du facteur démographique dans la théorie de Boserup tout en lui conservant son caractère de remarquable interprétation du changement technologique agricole (BEGUIN 1974, GRIGG 1979). Certains introduiront des facteurs économiques, telles les opportunités d'accès au marché dans le processus de changement (GOLDMAN 1993), d'autres des stades fonciers et démographiques associés aux stades d'intensification (BILSBORROW 1987, BILSBORROW & OKOTH OGENDO 1992). Ce modèle explicatif des changements d'utilisation du sol a largement été mis à l'épreuve dans des études de cas (TURNER *et al.* 1993, MORTIMORE & ADAMS 2001). Parmi ces études, dans le Machakos district, au Kenya, entre 1930 et 1990, la productivité des cultures augmente en

dépît de la multiplication par six de la population, et la dégradation des ressources naturelles est interrompue au moyen de technologies de conservation des terres (TIFFEN *et al.* 1994). NETTING *et al.* (1993) analysent l'intensification du système agricole des Kofyar, Plateau de Jos au Nigeria, simultanée à une augmentation de population. L'étude de l'intensification de l'agriculture périurbaine dans la zone de Kano au Nigeria confirme cette relation positive avec la croissance de population (MORTIMORE 1988, 1993a, 1993b, 1998).

Dans le domaine de l'utilisation pastorale des sols, la théorie de la charge potentielle des pâturages est contredite par la réalité sahélienne où la taille des troupeaux est en croissance au-delà de cette limite et où la dégradation n'est pas corrélée avec la charge en bétail du pâturage (BARTELS *et al.* 1993, HARY *et al.* 1996). SANDFORD (1982) s'oppose à cette vision conservatrice qui limite le pâturage et induit des coûts de sous-pâturage. Cet auteur loue l'opportunisme naturel et efficace des éleveurs qui gèrent le nombre de leurs bêtes en fonction de la disponibilité du fourrage. L'alternative à l'équilibre Clementsonien est la définition d'un modèle d'états et de transitions, ou multi-équilibres (WESTOBY *et al.* 1989, MILTON *et al.* 1994, MORTIMORE 1998, PUIGDEFABREGAS 1998). Les transitions entre les états, où l'interaction entre les troupeaux et les espèces est relativement stable, sont provoquées par des événements stochastiques tels la sécheresse, d'intenses périodes d'exploitation, des feux, ou une combinaison de ces facteurs (DODD 1994, RIETKERK *et al.* 1996). Le paradigme de non-équilibre est défini au départ par une série d'isoclines de végétation correspondant à des perturbations dues aux sécheresses multi-annuelles (ELLIS & SWIFT 1988). Actuellement, il évolue vers l'intégration d'un ensemble de modèles, comprenant le modèle d'états et de transitions et le modèle de mobilité, pour lesquels le facteur essentiel est le climat (BEHNKE Jr. & SCOONES 1993, SCOONES 1996, NIAMIR-FULLER & TURNER 1999, OBA *et al.* 2000). Néanmoins, les réflexions de ces auteurs ne dépassent pas le modèle conceptuel (WALKER 1993, DODD 1994, OBA *et al.* 2000). Notons la démarche quantitative récente de HAHN *et al.* (1999) utilisant la notion de «cadres» ou *frames* en anglais, représentant des états distincts d'un modèle pastoral dynamique en Afrique du Sud. Actuellement, certains auteurs critiquent ce nouveau paradigme de l'utilisation pastorale qui comporte un certain déterminisme climatique (selon Huttington) et remettent en avant le lien entre la taille du troupeau, la fréquence du pâturage et les structures et compositions des pâtures (POWELL *et al.* 1996, TURNER 1998, OBA *et al.* 2000). D'autres facteurs doivent également être pris en compte, tels les revenus du ménage, pour déterminer la composition du troupeau (ADAMU & KIRK-GREENE 1986, TURNER 1999a). Le degré d'intégration entre les utilisations pastorales et agricoles est également un facteur déterminant de l'évolution de l'utilisation du sol en région soudano-sahélienne (CHARLERY DE LA MASSELIERE 1984, HOROWITZ & LITTLE 1986, BONFIGLIOLI 1991, SPEIRS & OLSEN 1992, OKORUWA *et al.* 1996, POWELL *et al.* 1996, DALSGAARD & OFICIAL 1997, WEBB & COPPOCK 1997, TURNER 1999a, COPPOLILLO 2000, MORTIMORE & ADAMS 2001).

1.3.2. Approche récente: vision systémique, conceptuelle et participative

Dans ces controverses des modèles d'équilibre, l'évolution de l'utilisation du sol n'est pas linéaire mais procède selon des stades, séparés par des déséquilibres. Par ailleurs, l'explication de l'évolution de l'utilisation du sol est élargie à d'autres variables que la population. Cet élargissement correspond au passage de la corrélation à la causalité (BAKHIT 1993). La population humaine et son utilisation des ressources doivent être intégrées dans le système socio-économico-biophysique qui les détermine (BROSSIER 1987, GRIFFON 1990, CLEAVER & SCHREIBER 1994, GROSSMANN 1994, FORD & ADAMSON 1995, TACHHRI *et al.* 1998, AKAKPO *et al.* 1999). Un système est un groupe de composants en interaction les uns avec les autres dans des frontières définies par l'inclusion de toutes les interactions et les rétroactions. Ces composants sont organisés selon une hiérarchie de sous-systèmes, réagissant comme un tout et agissant dans un but commun (DENT & BLACKIE 1979, SPEDDING 1988, ULANOWICZ 1988, GROSSMAN 1994, DENT *et al.* 1995). Bien que la notion de système soit apparue dans les sciences naturelles, les systèmes «naturels» n'existent pas réellement sur la terre (UMBACH 1989, FREDERICK 1994). La recherche sur l'écologie humaine a intégré l'homme dans son écosystème (TURNER II & BRUSH 1987, CLARK 1989, OJIMA *et al.* 1994, SIMPSON *et al.* 2001). Afin de mieux comprendre et gérer la structure et les interactions de ce système, la recherche a besoin d'outils de modélisation qui intègrent les disciplines naturelles, sociales, économiques et politiques dans une vision holistique (HANCE 1968, SKLAR & COSTANZA 1991, FREDERICK 1994, O'CALLAGHAN & WYSEURE 1994, SCHIMMEL 1994, KINLUND 1996, DALSGAARD & OFICIAL 1997, ROZENZWEIG & HILLEL 1998, SIMPSON *et al.* 2001). Malheureusement, plus il y a de variables prises en compte, plus grande est la difficulté de définir le système de manière quantitative. Ce chapitre rend compte de la mise en place de la réflexion sur l'approche holistique: la construction des modèles conceptuels représentant le système et des adaptations des hommes aux changements dans le système.

Depuis un quart de siècle, les recherches sur les systèmes agricoles et fermiers définissent l'utilisation du sol (DENT & BLACKIE 1979, BROSSIER 1987, COUTY 1987, TURNER II & BRUSH 1987, FRESCO & WESTPHAL 1988, JOUVE 1988, SPEDDING 1988). La notion de système agricole fait référence à celle de système de production qui se situe à une échelle locale et productive (BADOUIN 1987, COUTY 1987, GTCF 1989). La notion de «systèmes agraires» intègre à la fois l'échelle régionale et l'échelle locale. Elle rend compte de l'importance des logiques de reproduction sociales et économiques qui influencent les modes de gestion des ressources des sociétés agropastorales (PELLISSIER & SAUTTER 1970, RUTHENBERG 1976, DUPRIEZ 1982, BLANC-PAMARD & MILLEVILLE 1985, JOUVE 1988, GTCF 1989, TOTTE 1996). Inspirés par ces études des systèmes agricoles, certains auteurs distinguent des unités spatiales homogènes, ou classes, au sein de la région soudano-sahélienne selon de multiples critères agro-écologiques qualitatifs et quantitatifs (AUBREVILLE 1950, GOUROU 1970, O'CONNOR 1971, MAYER *et al.* 1973,

ANCEY 1977, Ministère de la Coopération 1984, DEAT & BOCKEL 1986, ANGE 1990b, BOULIER & JOUVE 1990, RAYNAUT *et al.* 1997).

Dans ces systèmes agricoles, des déséquilibres ou modifications environnementales et socio-économiques ponctuelles provoquent des changements d'utilisation du sol successivement appelés stratégies paysannes (DUPRIEZ 1982, CROUSSE *et al.* 1986, JOUVE 1988, DESJEUX 1991), savoir-faire, savoirs paysans ou savoirs pratiques (DUPRE 1991), techniques ou pratiques (Teissier, cité par BLAIKIE & BROOKFIELD 1987). Cette reconnaissance des savoirs paysans participe à une métamorphose de la vision du système par une mise en avant du gestionnaire: *Farmer first* (TOULMIN & CHAMBERS 1990). Les réactions paysannes sont le fruit d'une analyse de la situation et de choix qui prennent en compte le système complexe et les risques face auxquels ils sont confrontés (MATHIEU 1987, BROSSIER 1987, CLARK 1989, ELGIN 1985, MILLEVILLE 1989, GRIFFON 1990, WATTS 1993, REARDON & VOSTI 1995). La notion de «vulnérabilité» du système intègre les stress écologiques et socio-économiques extérieurs et le manque de moyens de défense de la population face aux stress (CHAMBERS 1989, DOWNING 1991, RAMACHANDRAN & EASTMAN 1996).

Dans l'utilisation pastorale également, les scientifiques ont d'abord accusé la mauvaise gestion des terres arides (PICARDI & SEIFERT 1976, BOUDET 1979, TOUTAIN 1979, SINCLAIR & FRYXEL 1985, RAPP 1986, HELLDEN 1988, LO & SENE 1989) avant de reconnaître que la mobilité est sans doute la meilleure manière de gérer ces terres peu productives (SANDFORD 1982, HOROWITZ & LITTLE 1986, MACE 1991, KATES & HAARMAN 1992) et d'étudier les particularités du système d'utilisation. L'évolution de la théorie de Hardin appelée «tragédie des biens communautaires» est le meilleur exemple de la mise en cause des droits indigènes sur l'utilisation des terres. Le modèle de Hardin décrit les terres d'utilisation commune, telles les pâtures, où l'accès sans restriction conduit inévitablement à la dégradation due à la compétition des intérêts individuels (PICARDI & SEIFERT 1976, HOROWITZ & LITTLE 1986, SJAASTAD & BROMLEY 1997). Les critiques de ce modèle concernent principalement la notion de libre accès inconciliable avec la réalité des institutions locales et des contrats informels sur l'utilisation des biens communautaires (SJAASTAD & BROMLEY 1997, TURNER 1999b). Le mauvais diagnostic lié à l'utilisation de cette théorie dans les projets de développement de la «gestion des terroirs» a causé de réelles tragédies de biens communautaires à cause de la sédentarisation forcée de certains nomades et la disparition de certaines ressources clés induisant des processus de dégradation locale (NIAMIR-FULLER & TURNER 1999b). La théorie des régimes de propriété communautaire ou *common-pool resource* propose un cadre de lecture des règles collectives, des principes de participation et des institutions qui gèrent ces ressources aux différents niveaux de pouvoir (GIBSON *et al.* 1998).

Cette étude ne peut signaler la reconnaissance des savoirs paysans et leur capacité d'adaptation sans préciser ce que cela signifie dans l'utilisation réelle du sol

en région soudano-sahélienne. Afin de répertorier les principaux changements dans la gestion de l'utilisation du sol, nous retiendrons la distinction de MORTIMORE (1988) qui repère trois niveaux d'adaptation paysanne conditionnés par les facteurs naturels, humains et économiques: (i) technique et agricole; (ii) à la pauvreté (recherche d'autres sources de revenu); (iii) à la faim. Les nombreuses adaptations techniques sont mises en évidence dans les utilisations agricole et pastorale. Dans le système pastoral, ces adaptations sont entre autres la gestion opportuniste des stocks, la gestion de la mobilité et la diversification du cheptel pour utiliser la gamme complète de la biomasse (SANDFORD 1982, BONFIGLIOLI 1991, DE LEEUW & TOTHILL 1993, HARY *et al.* 1996, WEBB & COPPOCK 1997, HAHN *et al.* 1999, NIAMIR-FULLER 1999, THEBAUD & BATTERBURY 2001). Dans le système agricole, les stratégies de gestion des risques comprennent un opportunisme dans l'extension spatiale des plantations et dans les variétés de semences (ce qui minimise les risques de maladies et les pertes en cas de sécheresse), des cultures en association, des technologies adaptées en innovation continue, une utilisation flexible de la main-d'œuvre en fonction de la pluie, une conservation de la biodiversité et des arbres en particulier pour leurs vertus alimentaires et anti-érosives (BOSERUP 1970, LUNDHOLM 1976, NOVIKOFF 1976, NIANG 1979, BELLOT 1986, PALLIER 1986, PEHAUT 1986, PAINTER 1987, BONNEFOND & COUTY 1988, DUPRE & GUILLAUD 1988, LELE & STONE 1989, ANGE 1990a, BOULIER & JOUVE 1990, GILRUTH *et al.* 1990, JOUVE 1991, SAUL 1991, DUFUMIER 1993, FOUAD 1993, DORWARD 1996, AUDIBERT 1997, AHMED & SANDERS 1998, REENBERG *et al.* 1998, MORTIMORE & ADAMS 2001, RAYNAUT 2001). L'intensification générale de la production et la disparition de la jachère sont facilitées par l'intégration des utilisations pastorale et agricole: les résidus des cultures et les champs sont des apports alimentaires pour le troupeau qui, en échange, apporte l'engrais. Cet engrais est, encore actuellement, favorisé par rapport aux engrais chimiques (POWELL *et al.* 1998, KROGH 1999, MORTIMORE & ADAMS 2001). Cette intégration indéniable dans la région correspond à une adaptation technique et économique des deux systèmes (BONFIGLIOLI 1990; GUILLAUD 1991, 1994; FAFCHAMPS & GAVIAN 1997; TURNER 1999a; COPPOLILLO 2000; WARREN *et al.* 2001). Des stratégies économiques extrêmement variées sont largement utilisées dans la région: intégration croissante dans les réseaux des marchés et la commercialisation, diversification dans des produits et services extra-agricoles tel le cheptel, modification du panier de la ménagère, modification de la répartition du revenu au sein du ménage, crédits informels (REARDON *et al.* 1988, DELGADO 1991, BAYER & WATERS-BAYER 1996, SAKURAI & REARDON 1997). Comme dans l'utilisation pastorale où la mobilité est un élément de gestion du troupeau, la stratégie de culture sur brûlis a maintenu un certain degré de migration dans l'utilisation agricole des terres de la région soudano-sahélienne. Les stratégies de mobilité renforcent les structures économiques du ménage lorsqu'elles se situent au sein de la famille, un des membres procurant une source extérieure de revenu, saisonnière ou définitive (MABBUT 1977, HAGGBLADE *et al.* 1989, SCOONES 1992, REARDON & TAYLOR 1996, THEBAUD & BATTERBURY

2001). Ponctuellement, ces stratégies peuvent être synonymes de fragilité et de sensibilité face aux conditions économiques, politiques, sociales et environnementales lorsqu'elles impliquent le déplacement de l'ensemble de la famille pour la ville ou pour une zone marginale à moindre productivité (LEONARD *et al.* 1989, NELSON 1990, GUILLAUD 1991, MAINGUET 1992, MORTIMORE 1993a, LINDSKOG & TENGBERG 1994, VOSTI & WITCOVER 1996, DOOS 1997, GRAY 1999). Mais régionalement, ces migrations équilibrent la répartition des ressources, de la population et des conditions de vente et d'achat des ressources sur les marchés locaux et nationaux (SNRECH 1997, COUR 2001).

Beaucoup de modèles actuels représentent conceptuellement la société économique sociale et politique en interaction avec l'écosystème naturel (CLARK 1989, BAKHIT 1993, FOUAD 1993, OLSSON 1993b, LINDSKOG & TENGBERG 1994). Dans ces systèmes, trois types de variables explicatives interviennent dans l'évolution de l'utilisation du sol: les aléas naturels, la population et le développement économique. A titre d'exemple, le modèle ci-dessous (selon KATES & HAARMAN 1992) reprend les causes et effets des changements d'utilisation du sol dans un système comprenant des interactions et des rétroactions.

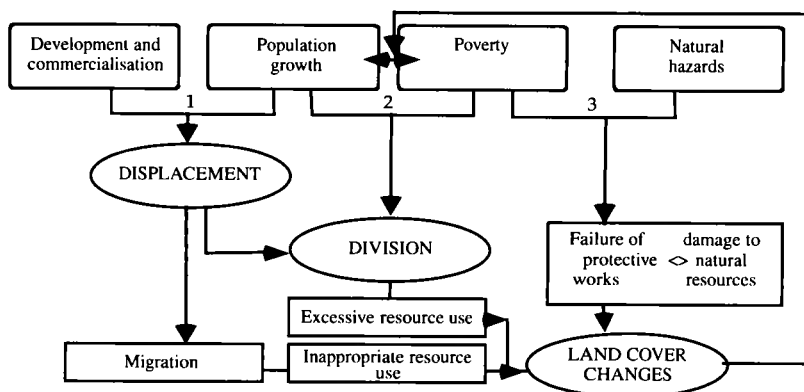


Fig. 1. — Spirale d'appauvrissement et de dégradation (selon KATES & HAARMAN 1992).

1.3.3. Approche de modélisation quantitative

Par rapport au point de vue historique, les modèles conceptuels de l'approche précédente intègrent de plus en plus de variables dans une description qualitative du système d'utilisation du sol. Dans une démarche de modélisation quantitative et mathématique (CHOJNICKI 1970, PAPAGEORGIOU 1982), il est actuellement impossible de prendre en compte tous ces facteurs de changement. Dans la construction du modèle, le modélisateur choisit entre le réalisme (simuler le comportement

d'un système d'une manière réaliste), la précision (simuler d'une manière quantitativement précise) et la généralité (représenter la réalité en plusieurs endroits) (LEVINS 1966, HAGGETT & CHORLEY 1967, COSTANZA *et al.* 1998). Un modèle traite d'un problème théorique et conceptuel alors que les observations répondent aux problèmes empiriques ou heuristiques (CASWELL 1988, ROUSH 1995). La recherche en modélisation a évolué des modèles empiriques (interpolation et extrapolation de données) aux modèles systémiques en passant par les modèles mécanistes, en anglais *process-based* ou *ruled-based*, en intégrant de plus en plus d'interactions dans des équations de plus en plus complexes (ULANOWICZ 1988, UMBACH 1989, ELSTON & BUCKLAND 1993, GROSSMAN 1994, LAMBIN 1994). Contrairement à la démarche exploratrice et descriptive des premières études géographiques, la démarche de cette étude est: (i) normative et déductive car elle décrit une réalité sous certaines conditions, se basant sur des théories en sacrifiant le réalisme à la généralité (BEGUIN 1985); (ii) mécaniste et systémique dans sa représentation de la complexité de l'utilisation du sol dans la région soudano-sahélienne, tout en étant quantitative pour permettre la simulation; (iii) dynamique parce qu'elle se concentre sur les processus et les fonctions qui évoluent dans le temps (HAGGETT & CHORLEY 1967, CHOJNICKI 1970, GROSSMANN 1994); (iv) et spécifiquement régionale puisque notre analyse de la littérature a signalé les particularités régionales de l'utilisation du sol.

De nombreux auteurs ont fait la revue des modèles quantitatifs existant dans leurs disciplines respectives ou, plus rarement, dans une optique multidisciplinaire et intégrée (HAGGETT & CHORLEY 1967, HALL 1988, BAKER 1989, SKLAR & COSTANZA 1991, LAMBIN 1994, LIVERMAN 1994, RIEBSAME *et al.* 1994, DENT *et al.* 1995, LAMBIN 1997, AUSTIN *et al.* 1998, TACHHRI *et al.* 1998, DARWIN 1999, LAMBIN *et al.* 2000). Selon VELDKAMP & LAMBIN (2001), la complexité du système oblige les modélisateurs à se limiter soit à un seul processus, telle la désertification, soit à une seule discipline, telle l'économie. En progressant des modèles uni-disciplinaires aux modèles intégrés, cette brève revue des modèles quantitatifs commencera par quelques exemples de modèles empiriques, statiques relativement reconnus et appliqués dans les régions tropicales, et plus particulièrement dans la région soudano-sahélienne. Ensuite, par analogie aux systèmes agricoles décrits de manière conceptuelle, la modélisation quantitative et économique du système agricole soudano-sahélien est une démarche essentielle dans l'interprétation et la prédiction des processus décisionnels. Enfin, cette revue aboutira aux démarches intégrées, multidisciplinaires de modèles mécanistes et systémiques puisque c'est la démarche choisie dans cette étude. Cependant, ces modèles n'ont pas été appliqués spécifiquement dans la région sahéenne.

Une différence fondamentale dans la modélisation est l'utilisation de modèles soit statistiques, soit mécanistes ou structurels (VELDKAMP & LAMBIN 2001). Dans une approche statistique, empirique et spatiale, signalons d'importantes contributions à la compréhension du système d'utilisation du sol au niveau géographique: les modèles de Von Thünen et Christaller qui examinent la distance et l'espace selon

une théorie géométrique et le modèle de Hägerstrand qui analyse la dynamique des changements dans l'espace et dans le temps selon une théorie logistique modélisée par des processus stochastiques, telle la chaîne de Markov, ou déterministes, tel le modèle de gravité (HAGGETT & CHORLEY 1967, CHOJNICKI 1970, SKLAR & COSTANZA 1991, LAMBIN 1994). Dans la compréhension spatiale de l'utilisation du sol, ces différents modèles géographiques ont été testés en Afrique sur des bases de données organisées dans des Systèmes d'Information Géographique (SIG). Le premier type de modèle a été utilisé dans les études de la déforestation (MERTENS & LAMBIN 1997), dans l'intensité des cultures autour des villages calculée selon la fréquence des cultures mesurée par Ruthenberg (AMISSAH-ARTHUR *et al.* 2000) et dans les études de la distance de pâturage autour des puits (HANAN *et al.* 1991, COPPOLILLO 2000). De nombreuses études utilisent les probabilités de transition pour définir le potentiel du sol, en anglais *suitability*, comme dans l'analyse de la culture sur brûlis en Guinée (GILRUTH *et al.* 1990, MARSH *et al.* 1990, GILRUTH *et al.* 1995, LITTLEBOY *et al.* 1996). De nombreux exemples de modèles statistiques de régression à partir de données satellitaires existent: l'indicateur de désertification fondé sur l'érosion par le vent et par l'eau au Kenya (GUNDBLATT *et al.* 1992), l'utilisation des pâtures selon un modèle de multirégression logistique dans la même région (SERNEELS & LAMBIN 2001), l'indicateur de l'érosion du sol qui calcule la pression de la population en Ethiopie (GREPPERUD 1996). A la suite de la réflexion sur les stratégies paysannes et la vulnérabilité, des modèles empiriques, spatiaux et statiques permettent aux systèmes d'alerte précoce de signaler les zones à risque au sein de l'Afrique subsaharienne (KHAN 1994, WRIGHT *et al.*, non publié FEWS, RAMACHANDRAN & EASTMAN 1996), des classes de sévérité de dégradation dans les pâtures du Botswana (RINGROSE *et al.* 1990, DAHLBERG 1996, KINLUND 1996) ou dans les réserves du Ferlo au Sénégal (PRINS 1997). ESSER (1989) combine les deux types de modèles pour évaluer l'utilisation du sol à l'échelle mondiale et l'extrapoler jusque 2500: le modèle de probabilité définit la déforestation d'une cellule et la rapidité de changement est définie par le modèle logistique. Le modèle CLUE (*Conversion of Land Use and its Effects*) est conçu afin de représenter spatialement la dynamique de l'utilisation du sol. Développé dans une application au Costa Rica (VELDKAMP & FRESCO 1996 a, b, VELDKAMP & FRESCO 1997), il explique l'utilisation du sol par des relations empiriques avec des facteurs biophysiques — tels le sol, le climat, la topographie et la végétation — et humains — tels la population rurale, urbaine et les niveaux de gestion et de technologie associés à cette population. Mais ces facteurs sont dépendants des échelles spatiales et temporelles de l'analyse (SCHOORL *et al.* 1997).

COSTANZA (1998) distingue trois utilisations aux modèles: la compréhension, l'évaluation et l'optimisation. Les modèles précédents participaient à la démarche d'évaluation. Dans la démarche d'optimisation et en analogie avec la démarche conceptuelle de système agricole, la discipline économique produit des modèles déterministes et empiriques de maximisation du revenu ou de maximisation de

l'utilité dans le ménage, en ajoutant des facteurs de choix, des contraintes environnementales et autres facteurs explicatifs de l'utilisation des ressources dans la région soudano-sahélienne (JONES & O'NEILL 1992, MILHAM 1994, SHUKLA *et al.* 1996, CAMPBELL & WARNER 1997, SAKURAI & REARDON 1997). Les modèles de programmation linéaire, dans leur version originelle ou adaptée à des choix, définissent de manière stochastique cet optimum de l'utilisation en prenant en compte les risques et testent différents scénarios d'utilisation (HOFKES 1996, ABDULKADRI & AJIBEFUN 1998, MAATMAN *et al.* 1998, AUSTIN *et al.* 1998, ABDOULAYE & LOWENBERG-DEBOER 2000). L'intégration de l'hétérogénéité spatiale dans la fonction de maximisation de l'utilité est une nouvelle orientation vers l'intégration spatiale et économique (IRWIN & GEOGHEGAN 2001), mais elle n'est pas encore appliquée dans la région soudano-sahélienne.

Les modèles écologiques furent les premiers à tenter l'expérience de l'intégration entre le système de production et l'environnement physique et économique. Ces modèles écologiques s'inspirent des modèles de croissance de la population selon des phénomènes de compétition tel le modèle proie/prédateur de Lotka – Volterra (SKLAR & COSTANZA 1991). Actuellement, les modèles qui analysent la croissance de la végétation au sein de l'écosystème sont progressivement intégrés à des scénarios de décision. Les modèles de décision sont ajoutés aux modèles de croissance végétative afin de faciliter l'interface avec l'utilisateur agricole. Ils sont analogues à des modèles de simulation des cultures, utilisant une typologie de ménages fermiers interagissant avec le sol, le temps et les choix de gestion dans des équations basées sur des règles mécanistes (DENT *et al.* 1995, ABRECHT & ROBINSON 1996, DALSGAARD & OFICIAL 1997, AHMED & SANDERS 1998, GIRARD & HUBERT 1999). La démarche intégrée des modèles d'écosystèmes que nous avons choisi d'analyser un peu plus précisément ci-dessous est issue de ces modèles biologiques et écologiques basés sur des relations mécanistes. Les premiers modèles décrits ci-dessous ne sont pas à proprement parler des modèles de changement d'utilisation du sol, mais ils intègrent d'une manière ou d'une autre la représentation de l'utilisation du sol au sein du système. Aux niveaux global ou régional, ce sont les études sur les changements climatiques qui ont inauguré la modélisation intégrée dynamique et spatiale des écosystèmes (FREDERICK 1994).

Le modèle IMAGE (*Integrated Model to Assess the Greenhouse Effect*) est le seul modèle global qui couple des modèles existants dans plusieurs disciplines scientifiques. Il comporte une série de sous-modèles indépendants: les modules d'émission, de concentration (modèles du cycle du carbone et de la chimie atmosphérique), de conversion de cette concentration en augmentation de température (modèle climatique), un module qui calcule l'augmentation du niveau des mers en fonction de ces changements de température, un module d'utilisation du sol basé sur un modèle de végétation, BIOME, qui définit les potentialités locales du sol et un modèle d'adaptabilité culturelle de la FAO, mais également sur la demande d'une population croissante et des variables décrivant l'environnement économique (ROTMANS 1990, ROTMANS *et al.* 1990, ROTMANS & SWART 1991, ALCAMO

et al. 1994, ZUIDEMA *et al.* 1994, ALCAMO *et al.* 1998). Les auteurs signalent que l'échelle globale n'est pas idéale pour représenter les changements d'utilisation du sol. Ils conseillent une désagrégation nationale, ce qui est la démarche utilisée dans cette étude.

Dans le cadre de l'utilisation pastorale des terres, une catégorie de modèles régionaux se focalise sur le bétail et la dynamique de végétation pastorale. L'impact des changements climatiques sur la localisation des zones de végétation potentielle est modélisé en faisant référence à la carte de Holdbridge (EMMANUEL *et al.* 1985, PRENTICE & FUNG 1990). Ces estimations d'impact sont des études statiques, ancêtres de la modélisation systémique. L'intégration des processus socio-économiques et biologiques par l'utilisation des SIG à l'échelle régionale des grandes plaines américaines — SPUR et CENTURY — puis des processus économiques de support de décision — RANGEPACK et SAVANNA — aboutit à la formation de modèles systémiques régionaux de l'impact de l'influence climatique sur l'économie des sociétés pastorales. SPUR établit une augmentation régionale de la production nette primaire sur les grandes plaines américaines avec des différences régionales (BAKER *et al.* 1993). CENTURY est également un modèle régional d'interrelation entre la biomasse et la matière organique des sols (PARTON *et al.* 1994, 1998). RANGEPACK intègre dans le modèle CENTURY la dynamique des troupeaux et un modèle économique de propriété (STAFFORD & FORAN 1990). SAVANNA est un modèle dynamique, mécaniste, spatialement explicite de simulation du système pastoral (végétation, bétail, revenus de la population) sur plusieurs décennies, sur des échelles spatiales variant du local au régional. La distribution des animaux est estimée en fonction de la localisation des puits et des conditions d'environnement et de gestion et la dynamique résulte de l'interaction de sous-modèles de neige, d'eau, de lumière, de production primaire nette et de population végétale (ELLIS & COUGHENOUR 1996).

Dans le cadre de l'utilisation agricole des sols, l'étude statique de l'impact des changements climatiques sur les productions agricoles (PARRY 1975, PARRY *et al.* 1996) préconise les modèles de croissance des cultures couplés aux systèmes climatique et économique tels MINK et FASOM. Par une méthodologie d'output-input, l'étude MINK (Missouri, Iowa, Nebraska, Kansas) évalue l'impact économique d'un scénario de changement climatique sur l'utilisation agricole des sols d'une région susceptible d'assèchement lors d'un réchauffement (CROSSON & ROSENBERG 1993, EASTERLING III *et al.* 1993, ROSENBERG 1993, MENDELSON & ROSENBERG 1994, GIORGI *et al.* 1998). La consommation des ressources naturelles dans quatre secteurs (agriculture, forêt, eau et énergie) est spatialement en interaction avec le climat (BOWES & CROSSON 1993). Prenant en compte une adaptation des fermiers et des effets positifs de l'augmentation de la concentration en CO₂, un léger réchauffement (1,1 °C) provoque un déclin de 3,3% de la production régionale (ROSENZWEIG & HILLEL 1998). A l'échelle spatiale nationale des Etats-Unis, le modèle FASOM met en compétition les fonctions de demande et d'offre dans les secteurs agricoles et forestiers en équilibrant les tensions de marché et les

coûts de transfert selon les potentialités du sol dans une approche d'optimisation des surplus (ADAMS *et al.* 1996). Ce modèle est couplé à des modèles climatiques globaux et des modèles de croissance de trente produits agricoles de base (culture et pâture) (SOYGRO, CERES, ...) dans une étude multidisciplinaire qui évalue l'impact biophysique et économique d'un réchauffement climatique sur l'agriculture américaine. Si, selon cette étude, le changement de climat dû au doublement de la concentration en CO₂ ne pose pas un problème alimentaire, elle conclut à un glissement vers le nord de la production agricole et une augmentation des superficies irriguées (ADAMS *et al.* 1990, 1995).

Très proche de notre démarche dans la production de projections de l'utilisation du sol, le modèle IIASA assemble un certain nombre de modèles nationaux et établit des prévisions alimentaires basées sur l'économie du bien-être et sur la définition de l'équilibre général (FISCHER *et al.* 1988). Les facteurs explicatifs de l'offre et de la demande de production (agriculture, forêt et non agricole) sont la dynamique de la population, les migrations rural – urbain, des facteurs socio-économiques, l'accumulation de capital et les conditions de marché. Contrairement à notre orientation de compétition entre les utilisations du sol, la fonction d'offre se base sur des équations économiques qui optimisent de manière linéaire une fonction de revenu (FISCHER *et al.* 1996). Trois scénarios de changement climatique et deux scénarios d'adaptations paysannes sont analysés (ROSENZWEIG & PARRY 1994). Les projections sur l'extrapolation des tendances actuelles sont également comparées à un scénario de bien-être général, scénario normatif (FISCHER *et al.* 1996). Ce modèle profite également de l'intégration de modèles de croissance des cultures (ROSENZWEIG & PARRY 1994) et de modèles de sol (GORNITZ *et al.* 1997, ROSENZWEIG & ABRAMOPOULOS 1997).

1.4. OBJECTIFS DE LA RECHERCHE

D'un point de vue méthodologique et comme certains des modèles analysés ci-dessus, les options de modélisation de SALU sont: (i) l'utilisation du sol en tant qu'objectif de la modélisation, comme CLUE (VELDKAMP & FRESKO 1997), et par conséquent l'intégration des composantes biophysique et climatique dans l'environnement du système; (ii) la prédiction des taux de changement d'utilisation du sol au cours du temps, comme IIASA (FISCHER *et al.* 1996), en insistant sur la dynamique des changements d'utilisation du sol plutôt que leur localisation; (iii) la dimension systémique, comme dans les modèles intégrés tel IMAGE (ALCAMO *et al.* 1998), pour représenter l'utilisation du sol dans la région comme un ensemble dont les interactions entre les composantes causent des rétroactions sur l'évolution de l'une ou l'autre d'entre elles. En effet, les conséquences environnementales et économiques de phénomènes dynamiques tels que la surcharge des pâturages, l'intensification des cultures ou la diminution de la quantité de bois de feu pour les besoins ménagers façonnent l'évolution du système caractérisant

l'utilisation du sol dans la région soudano-sahélienne. La rapidité des changements et l'adaptation dont font preuve les populations sont des processus dynamiques qui doivent être modélisés afin de simuler l'évolution réelle de l'utilisation du sol et prédire cette évolution dans le futur.

D'autre part, toujours d'un point de vue méthodologique, le modèle SALU intègre d'autres options que les modèles précédents: (i) l'utilisation de données exogènes, quand elles existent, en association avec des équations logiques qui caractérisent les principes non mesurés d'utilisation du sol, contrairement à CLUE qui n'utilise que des données statistiques existantes et à IIASA dont les principes premiers sont des équations économiques de bien-être; (ii) la considération des différentes productions de ressources, sans se focaliser sur la production agricole ou pastorale comme dans les modèles intégrés tels MINK (MENDELSON & ROSENBERG 1994) ou SAVANNA (ELLIS & COUGHENOUR 1996); (iii) l'analyse spécifique à la région soudano-sahélienne aride et vulnérable où les changements environnementaux sont rapides et fréquents mais où les données quantitatives fiables sont rares, alors que les premiers modèles intégrés tels MINK ou CENTURY (STAFFORD & FORAN 1990) se sont focalisés sur les Etats-Unis pour les mêmes raisons mais avec des données beaucoup plus fiables et nombreuses; (iv) une caractérisation des processus et paramètres de l'utilisation du sol basée sur une revue approfondie de la littérature dans la région soudano-sahélienne.

Dans de multiples disciplines différentes, la recherche scientifique aboutit à un consensus sur la nécessité de comprendre l'évolution passée et prédire l'évolution future des changements dans l'utilisation du sol. La prédiction à long terme ne peut être réalisée que par la construction d'un modèle de simulation dynamique produisant des projections de l'utilisation du sol. La construction de ce modèle se base sur la compréhension des principales causes de changements de l'utilisation du sol dans des contextes géographiques et historiques différents mais aussi sur la compréhension du lien de cause à effet entre la variabilité du climat et l'utilisation du sol. Cette appréhension de la réalité est obtenue par l'intégration de l'information contenue dans un grand nombre d'études de la dynamique de l'utilisation du sol à l'échelle locale dans les pays soudano-sahéliens. Ces études illustrent les prises de décision locales en matière d'utilisation du sol dans des situations variées. La comparaison de ces différentes études de cas permet de généraliser les causes de changements d'utilisation du sol et de les associer à des structures de changements à l'échelle régionale. L'expertise acquise par la comparaison et la généralisation de ces études de cas permet le développement d'un modèle dynamique qui représente les causes et les processus de changement d'utilisation du sol spécifiques aux pays soudano-sahéliens. Ce modèle représente ces processus selon un ensemble d'équations d'équilibre et de règles logiques. Grâce à ce genre de modèle, on peut générer des scénarios qui simulent les changements possibles dans l'utilisation du sol. On peut également identifier des types d'utilisation du sol satisfaisant simultanément divers objectifs économiques, sociaux ou environnementaux.

Hypothèse scientifique

Les processus de changement de l'utilisation du sol dans la région soudano-sahélienne sont suffisamment bien compris pour pouvoir être représentés dans un modèle.

Cette hypothèse définit le principe de base adopté dans le cadre de cette étude pour modéliser l'utilisation du sol mais ne sera pas testée de manière statistique ni empirique. Ce principe tente de transférer l'expertise multidisciplinaire acquise dans les études locales dans un modèle régional. Puisque ce modèle se propose de fournir des informations dans une région où elles font défaut (AMISSAH-ARTHUR *et al.* 2000), l'hypothèse est empiriquement invérifiable. La relative confirmation de la performance du modèle se base sur la multiplication des comparaisons des simulations de SALU avec des données externes. Néanmoins, l'augmentation du nombre de cas ne permet jamais de généraliser un phénomène (ELSTON & BUCKLAND 1993).

L'utilisation du sol dans la région soudano-sahélienne est modélisée de manière dynamique et quantitative selon quelques principes de base. Cinq variables sont intégrées dans la définition de son évolution: la pluviométrie, les populations rurale, urbaine et animale, et les importations. L'allocation des différentes utilisations du sol se base sur un principe d'équilibre entre la production et la consommation des ressources. Mais les superficies allouées à la production de la biomasse naturelle, des produits cultivés vivriers et du bois de feu pour la consommation des habitants sont en compétition dans l'espace national. L'équilibre initial est perturbé par des forces exogènes agissant en synergie et par des événements ponctuels. Les deux phases d'utilisation du sol procèdent de l'expansion et de l'intensification des utilisations du sol agricole et pastorale.

1.5. PLAN DES CHAPITRES

Le modèle SALU a été construit et testé à l'échelle nationale en utilisant des données du Burkina Faso sur une période de temps allant de 1960 à 1997. Il prédit des valeurs de superficies utilisées agrégées à l'échelle nationale. Les taux de changement dans les terres cultivées sont comparés à des taux de changement dans des études de cas locales qui utilisent les données satellitaires à haute résolution spatiale (STEPHENNE & LAMBIN 2001a).

Après cette introduction, le deuxième chapitre décrit les principes de base du modèle et analyse les premiers résultats à l'échelle du Burkina Faso. Ce modèle comprend vingt et un paramètres définis sur base de la revue de la littérature sur l'utilisation des sols dans la région soudano-sahélienne.

Le troisième chapitre fait état du choix de la valeur de chaque paramètre et de l'analyse de sensibilité du modèle à la variation de cette valeur. Cette analyse

constitue une étape importante dans la démarche de vérification du modèle. L'analyse de sensibilité avait également comme but de signaler les sous-systèmes du modèle où les paramètres ont plus d'influence afin de mieux comprendre la représentation des relations dans ces sous-systèmes et, ultérieurement, de révéler les paramètres qui méritent d'être estimés plus précisément par des études de terrain ou des recherches agrométéorologiques locales.

Après ces différents tests de la validité du modèle SALU, le quatrième chapitre a tenté de démontrer l'intérêt du modèle dans le développement de scénarios et d'hypothèses qui permettent de mieux comprendre l'évolution de l'utilisation du sol dans la région soudano-sahélienne.

Cette analyse a testé la logique de notre modèle, mais a surtout apporté des informations quant à la dynamique de l'utilisation du sol dans la région. Les seuils dans l'évolution ou les apparitions de phénomènes de rétroaction, telle la dégradation des terres, sont associés à certaines variables exogènes plutôt qu'à d'autres. L'action synergique des variables exogènes et l'effet temporel des variables à haute fréquence de variation, telle la pluviométrie, sur les processus d'utilisation du sol permettent de mieux comprendre le système d'utilisation du sol des pays soudano-sahéliens.

2. Un modèle de simulation dynamique des changements d'utilisation du sol dans les pays soudano-sahéliens d'Afrique (SALU) [1] *

2.1. INTRODUCTION

Pour comprendre la contribution de l'utilisation du sol dans les changements environnementaux à l'échelle mondiale, nous devons reconstruire les changements d'occupation du sol passés et simuler les possibilités de changements futurs. A l'échelle locale, la plupart des données historiques sont fournies par des relevés de terrain (par exemple anciennes cartes de végétation, photographies aériennes ou études palynographiques à haute résolution). Par contre, la reconstruction des changements d'occupation du sol à l'échelle régionale doit se baser sur des projections issues de modèles de simulation de l'utilisation du sol (KLEIN GOLDEWIJK & BATTJES 1997). Ce genre de modèle repose sur la compréhension et la simulation d'interactions entre les variables exogènes qui déterminent les changements d'utilisation du sol. Notre modèle est un modèle dynamique de simulation des changements de l'utilisation du sol dans les pays soudano-sahéliens d'Afrique. Le but spécifique de ce modèle est la production de projections de cette utilisation du sol sur plusieurs décennies à l'échelle nationale. Il représente de manière dynamique une version simplifiée de notre compréhension actuelle des processus de changement d'utilisation du sol dans la région soudano-sahélienne. Il comporte de nombreuses simplifications de l'utilisation du sol et de ses forces de changement aux niveaux temporel et spatial. Gardons en mémoire que ce modèle tente de représenter l'évolution d'un système d'utilisation du sol largement agrégé et idéalisé, dans une abstraction de la région sahéenne considérée comme un tout. Ce modèle ne reproduit nullement une utilisation du sol telle qu'elle est réalisée actuellement dans une communauté particulière dans la région.

2.2. STRUCTURE DU MODELE

Comme mentionné dans l'introduction générale (chap. 1), les modèles conceptuels ont défini de nombreuses forces de changement potentiel dans les processus de dégradation des terres (KATES & HAARMAN 1992, BAKHIT 1993, FOUAD 1993, OLSSON 1993b, LINDSKOG & TENGBERG 1994). La persistance des épisodes secs ou des aléas naturels est une des plus citées parmi ces forces (GLANTZ & KATZ 1985, JOUVE 1991, KOEHLIN 1997). La pluviométrie explique 83 % de la réponse

* Les chiffres entre crochets [] renvoient aux notes en fin de chapitre.

végétative (HULME & KELLY 1993) et c'est la seule variable explicative des théories du non-équilibre (PICKUP 1996). La croissance de la population, souvent liée au degré de pauvreté, est aussi une variable commune à tous les modèles conceptuels analysés. Un de nos choix de modélisation est l'intégration des données exogènes disponibles. Par ce fait, la croissance de population rurale est distinguée de la croissance de la population urbaine (chap. 1). Les nombreuses études concernant les pays soudano-sahéliens se sont interrogées sur l'impact à plus ou moins long terme de l'explosion de la population urbaine sur l'équilibre entre la production et la consommation (USED 1985, OCDE 1988, COUR 1993, BRUNNER *et al.* 1995). Par contre, plusieurs auteurs ont établi la relation entre les capacités d'utilisation du sol, ou la fertilité du sol, et les densités de population rurale (DEAT & BOCKEL 1986, MATLON & ADESINA 1997). Le taux de déforestation a également été corrélé à la croissance de population rurale (ROTMANS & SWART 1991). Le nombre de têtes de bétail résulte de l'interaction entre la demande régionale pour consommer de la viande et les demandes locales en matière de conservation de richesse, ou de capital productif (PICARDI & SEIFERT 1976, BAYER & WATERS-BAYER 1996, TURNER 1999b). Les différences de régimes alimentaires au sein des espèces, la disponibilité en biomasse, mais également la qualité de cette biomasse, la sécheresse, les ressources économiques du ménage ou la transmission actuelle de la propriété de bétail des éleveurs vers les cultivateurs impliquent des changements dans la taille des troupeaux (MCCABE 1987, SCOONES 1992, OKORUWA *et al.* 1996). Ces interactions interdisent la représentation de la demande en bétail comme une simple régression linéaire de la population humaine. Ces propriétés nécessitent le développement d'un modèle de la demande en bétail (KRUMMEL *et al.* 1986, ELLIS & COUGHENOUR 1996). Par conséquent, le modèle intègre le nombre de têtes de bétail comme une variable exogène plutôt que dans une relation endogène. La plupart des modèles conceptuels introduisent l'influence du marché dans les forces de changement de l'utilisation du sol (KATES & HAARMAN 1992, FOUAD 1993). Dans le modèle, seule l'importation de céréales est un intrant de la production de la population soudano-sahélienne (USED 1985, OCDE 1988). Les ressources extérieures, telles les exportations de bétail ou de cultures de rente, ne sont pas intégrées. C'est une simplification nécessaire dans une première étape de modélisation. Dans des pays où les échanges de marché sont relativement faibles, tel le Burkina Faso, cette simplification reste, relativement cohérente. Dans le cas de la Côte-d'Ivoire par exemple, le couplage avec un modèle de balance input-output pourrait apporter une solution à cette approche dans un développement ultérieur. L'interprétation régionale des résultats doit donc tenir compte de cette simplification. A l'échelle du globe, les infrastructures représentent moins de 1,5 % des superficies (DOUGLAS 1994). Dans les pays soudano-sahéliens, les centres d'infrastructure valent 7 % de la superficie utilisée, avec une urbanisation croissante (COUR 2001). Cette variable a été négligée dans cette version du modèle. Le choix de ces variables exogènes est donc un compromis entre les forces de changement définies comme prioritaires dans les modèles conceptuels, les don-

nées disponibles dans cette région et les besoins de représentation simplifiée mais quantitative de l'utilisation du sol à l'échelle régionale. La simplicité du modèle ci-dessous est telle que de nombreuses stratégies d'utilisation du sol, des forces de changement ou des contraintes ne sont pas représentées. Cependant, il a l'avantage de rester transparent en ce qui concerne la représentation des mécanismes conduisant aux résultats du modèle.

Les variables exogènes du modèle sont la population humaine (rurale et urbaine), le nombre de têtes de bétail, les précipitations et les importations de céréales. Les valeurs annuelles de ces variables sont extraites chaque année de la base de données Faostat (FAO 1995) et de bases de données climatiques globales, disponibles sous forme de grille avec des mailles de 2,5° de latitude sur 3,75° de longitude (DOHERTY *et al.* 1999). Ces variables exogènes induisent des changements annuels dans l'allocation des superficies aux différentes utilisations du sol. Ces utilisations sont la végétation naturelle, les cultures de subsistance et les cultures de marché, les jachères et les terres pastorales. Ces cinq utilisations du sol permettent de produire les ressources de base de la population. Celles-ci sont: (i) le bois de feu dans les superficies de végétation naturelle; (ii) la nourriture pour la subsistance; (iii) la production de nourriture pour les besoins des marchés dans les espaces cultivés; (iv) le bétail sur les terres pastorales. Notons que ces catégories d'utilisation du sol ne coïncident pas strictement avec les catégories d'occupation du sol. Dans ce modèle, les classes «superficies de végétation naturelle pour l'extraction du bois de feu» et «terres pastorales» font référence à divers types de végétation tels que les couverts boisés, les savanes ou les steppes.

Chaque année, la demande de terre est calculée sur l'hypothèse d'un équilibre entre la production et la consommation des ressources. Cette hypothèse régit l'allocation des superficies entre les utilisations du sol à chaque pas de temps annuel. En d'autres mots, l'offre de nourriture et d'énergie fournie par les différentes utilisations du sol doit égaler la quantité de ces ressources demandée par les populations humaine et animale, en tenant compte des capacités technologiques disponibles à ce moment. La deuxième hypothèse de cette étude est la caractéristique d'homogénéité géographique de la zone d'étude, qui est soit un pays, soit une région éco-climatique au sein d'un pays. Notre modèle n'est pas spatialement explicite et ne prédit que des valeurs agrégées des changements d'utilisation du sol. A ce stade, l'hétérogénéité n'est donc pas indispensable et nécessiterait un apport de données considérable qui ne peut être envisagé que dans un prolongement de cette étude. La dernière hypothèse concerne le caractère d'autonomie de la zone d'étude, à l'exception des importations alimentaires.

Le modèle est programmé avec le logiciel STELLA, qui fournit un langage de modélisation par interface graphique. Cette interface facilite le développement de modèles de simulation (COSTANZA *et al.* 1990, MEADOWS *et al.* 1992, COSTANZA *et al.* 1998, WOODWELL 1998). Cet outil permet au chercheur de se concentrer sur la compréhension et la découverte des caractéristiques du système dynamique plutôt que d'écrire un programme à la syntaxe élaborée (HANNON & RUTH 1994).

Le nom de notre modèle est SALU (pour la traduction en anglais d'utilisations du sol sahéliennes, *SAhelian Land Use*).

2.3. CALCUL DE LA DEMANDE DANS LES DIFFERENTES UTILISATIONS DU SOL

Les différentes utilisations du sol sont en compétition dans un espace fini, l'espace national:

$$U = Veg + Past + Cult \quad (1)$$

où U est la superficie utilisée, Veg la superficie en végétation naturelle destinée à l'extraction du bois de feu, $Past$ les terres pastorales et $Cult$ la superficie cultivée, toutes ces quantités étant mesurées en hectares (ha). La différence entre l'espace national et la superficie utilisée est la superficie non utilisée:

$$NU = N - U \quad (2)$$

où NU est la superficie non utilisée en ha et N la superficie nationale en ha. Les terres non utilisées appartiennent aux mêmes types d'occupation du sol que les terres pastorales ou les superficies de végétation naturelle pour l'extraction du bois de feu. Ces terres sont les surfaces qui n'ont pas été utilisées annuellement, étant donné la demande en pâturages et bois de feu et les productivités des superficies allouées à la production de ces ressources. La demande totale en superficies à un pas de temps donné correspond à la somme des demandes en superficies cultivées et terres pastorales.

$$Sup_d = \Delta Cult_d + \Delta Past_d \quad (3)$$

où Sup_d est la demande totale en superficies, $\Delta Cult_d$ la variation annuelle dans la demande de superficie cultivée et $\Delta Past_d$ la variation annuelle dans la demande de terres pastorales, toutes ces quantités étant mesurées en ha. La demande de terres pour chaque utilisation du sol est calculée sur la base d'équations décrites ci-dessous.

2.3.1. Terres pastorales

Pour les terres pastorales, l'hypothèse d'équilibre de notre modèle se traduit par l'égalité entre la consommation de biomasse naturelle et la production de cette végétation. Le pastoralisme est principalement extensif dans la région soudano-sahélienne. Par conséquent, la production de biomasse naturelle est exclusivement liée à la productivité des pâtures. Ainsi:

$$\text{BiomPé} * \text{Past}_d = \text{Bét} * \text{BiomC} \quad (4)$$

où *BiomPé* est la productivité en biomasse naturelle dans les pâturages en T/ha, *Bét* la population animale en équivalent d'Unité de Bétail Tropical (UBT) et *BiomC* la consommation en biomasse par tête en T/équivalent UBT. L'Unité de Bétail Tropical (UBT) est une unité conventionnelle du pastoralisme définie par un bœuf adulte de 250 kg (BOUDET 1975). L'échelle de correspondance suivante est établie: 1 UBT (bovins et équins) vaut 5 assins, et vaut 10 ovins et caprins (PIERI 1989). Nous considérons que la productivité en biomasse naturelle des pâturages soudano-sahéliens est directement et uniquement corrélée à la pluviométrie (BOUDET 1975, LE HOUEROU & HOSTE 1977, PENNING DE VRIES & DJITEYE 1982, RETAILLE 1984, SICOT 1989, CLAUDE *et al.* 1991). Cette hypothèse de base est décrite dans la relation statistique entre la matière sèche (MS) et les précipitations issues des mesures de terrain de BREMAN & DE WIT (1983):

$$\text{BiomPé} = 0,15 + 0,00375 P \quad (5)$$

où *P* est la précipitation annuelle moyenne en mm. Cette relation ne tient pas compte de la distribution des précipitations au cours de la saison. Malgré un impact indéniable sur les plantes cultivées, cette augmentation de la résolution temporelle est incompatible avec l'objectif de représentation de l'évolution temporelle à long terme.

Compte tenu de sa productivité, une certaine superficie est attribuée à l'utilisation pastorale afin de produire la biomasse naturelle destinée à satisfaire les besoins du bétail, dont l'effectif est déterminé de manière exogène (FAO 1995). La consommation de biomasse naturelle par tête de bétail, en équivalent UBT, est estimée en moyenne à 4,6 t par an selon le raisonnement suivant. La ration alimentaire moyenne nécessaire pour un UBT s'élève à 6,25 kg de matière sèche par jour (LE HOUEROU & HOSTE 1977, PIERI 1989, CLAUDE *et al.* 1991, BEHNKE & SCOONES 1993, DE LEEUW & TOTHILL 1993). Seul un tiers de la biomasse disponible au-dessus du sol est consommable (TOUTAIN 1979, PENNING DE VRIES & DJITEYE 1982, Ministère de la Coopération 1984, BOUDET 1976, GROTEN 1991a, DE LEEUW & TOTHILL 1993). Mais la production provenant des arbres, des buissons et surtout des résidus de culture occupe une large part dans la consommation du bétail (LE HOUEROU & HOSTE 1977). PIERI (1989) évalue la contribution de cette biomasse à un tiers de la consommation totale. Cependant, ce pourcentage augmente avec la raréfaction des terres pastorales et l'intensification de l'agriculture. Initialement, le modèle calcule la matière sèche totale nécessaire pour un UBT comme suit: $6,25 \text{ kg} * 365 * 3 * 2/3 = 4,6 \text{ t/an. UBT}$. Le facteur 3 tient compte du pourcentage consommable et le facteur 2/3 de la contribution du feuillage et des résidus. Dans la phase d'intensification (voir ci-dessous), ce deuxième facteur devient 1/3 (c'est-à-dire que les deux tiers de la consommation sont constitués de résidus de cultures). La demande en terres pastorales est

donc mesurée de manière endogène par l'équation (4). Le fait que cette demande soit satisfaite ou non va dépendre de la compétition avec les autres utilisations du sol.

2.3.2. *Superficie cultivée*

Dans l'espace cultivé, les cultures de subsistance, qui doivent satisfaire les besoins alimentaires de la population rurale, sont séparées des cultures commercialisées. La demande en cultures de subsistance dépend de la population rurale et de ses besoins élémentaires en matière de consommation. Les cultures commercialisées sont principalement des cultures alimentaires destinées à satisfaire les besoins de la population urbaine, mais elles peuvent inclure des cultures de rente (le coton par exemple). La production commercialisée sur les marchés locaux fournit un revenu aux agriculteurs. Les cultures commercialisées dépendent aussi des importations de céréales qui sont censées assurer le complément alimentaire de la population urbaine. Le modèle définit la demande en superficie cultivée comme suit:

(i) cultures de subsistance pour la population rurale:

$$\text{CultR} * \text{CultS}_d = \text{Pop}_{\text{rur}} * \text{CerC} \quad (6)$$

où CultR est le rendement des cultures en kg/ha, CultS_d la demande de superficies en cultures de subsistance en ha, Pop_{rur} la population rurale en habitants et CerC la consommation en céréales par tête en kg/hab.

(ii) cultures commercialisées pour les besoins de subsistance de la population urbaine:

$$\text{CultR} * \text{CultM}_d = (\text{Pop}_{\text{urb}} * \text{CerC}) - \text{CImp} \quad (7)$$

où CultM_d est la demande en superficies de cultures commercialisées en ha, Pop_{urb} la population urbaine en habitants et CImp les importations de céréales en kg. La consommation de la population est évaluée à 300 kg de grains en moyenne par habitant, compte tenu des pertes dans le processus de fabrication. Selon les études de cas de la région soudano-sahélienne, 250 à 375 kg de production de mil et sorgho sont nécessaires pour nourrir une personne en moyenne durant un an (RAYNAUT 1985, LAMBIN 1988, BOLWIG 1995). Dans ces pays, le régime alimentaire est composé de céréales à plus de 83 % (FAO 1998) et même 90 % (CLAUDE *et al.* 1991) de la consommation totale. Près de 20 % de la récolte de grain sont perdus dans l'écoassage et le broyage ou sont gardés pour servir de semences (BOLWIG 1995). Les estimations de la consommation réelle par tête

varient entre 230 kg (CLAUDE *et al.* 1991), 200 kg (BOULIER & JOUVE 1990) et 180 kg (GUEYMARD 1985). En se basant sur le minimum calorique requis de 2 182 à 2 470 Kcal pour une personne moyenne (Ministère de la Coopération 1984, USED 1985, REARDON *et al.* 1988, Banque Mondiale 1989), connaissant l'apport en calories des céréales (Ministère de la Coopération 1984) et le facteur de conversion entre la production et la consommation, nous pouvons estimer la consommation théorique moyenne de céréales à 400 kg/habitant.

Dans les équations (6) et (7), les populations rurale et urbaine et les importations de céréales sont des variables exogènes qui proviennent de la FAO (1995). Le rendement des cultures est défini par une fonction linéaire de la pluviométrie (VOSSEN 1988, SICOT 1989, ELLIS & GALVIN 1994, LARSSON 1996). GROTEN (1991b) établit une relation statistique entre la production de mil et la précipitation annuelle:

$$\text{CultR} = 0,91 * P \quad (8)$$

La superficie cultivée comprend des superficies en jachère:

$$\text{Cult} = \text{CultS}_d + \text{CultM}_d + \text{Jach} \quad (9)$$

où *Jach* est la superficie en jachère en ha. Au niveau d'exploitation le plus extensif, correspondant à un stade pré-intensification (voir ci-dessous), le taux de jachère est de deux ans pour un an de culture (c'est-à-dire une fréquence de culture (FC) = 2 (sans dimension)) (RUTHENBERG 1976, PIERI 1990, BOULIER & JOUVE 1990, GUYER & LAMBIN 1993). Le taux de jachère est modifié de manière endogène sous la pression de la population (voir ci-dessous).

2.3.3. Superficies d'extraction du bois de feu

La population soudano-sahélienne récolte le bois de feu dans la végétation naturelle afin de subvenir à ses besoins énergétiques. Ces superficies de végétation naturelle, que nous appellerons forêt par extension, fournissent un grand nombre d'autres services écologiques tels que la conservation de la biodiversité, une source de nourriture naturelle ou de produits pharmaceutiques, une réserve de faune naturelle pour la chasse, un milieu de conservation de la balance hydrologique, etc. La déforestation peut être très rapide. Par contre, les types de végétation qui fournissent du bois de feu nécessitent plus de vingt ans pour se reconstituer s'ils sont laissés à l'abandon. Par conséquent, dans le modèle, la superficie d'extraction du bois de feu peut diminuer annuellement suite à l'expansion de la superficie cultivée ou des terres pastorales. Néanmoins, toute la superficie forestière ne peut être détruite. En réalité, les populations locales conservent toujours un minimum de superficies de végétation naturelle afin de satisfaire leurs besoins

énergétiques domestiques. Cette superficie minimale tient également compte des réserves forestières, des parcs nationaux, des forêts inaccessibles ou infestées par la mouche tsé-tsé ou onchocertose. Plusieurs auteurs ont noté qu'à l'exception de situations particulièrement critiques, la population soudano-sahélienne adopte une utilisation durable de sa végétation naturelle (ROCHETTE 1989, BENJAMINSEN 1993, VOSTI & WITCOVER 1996, ITE & ADAMS 1998). Si les besoins en bois de feu dépassent la production annuelle par recrû, les ménages ruraux vont rechercher des sources d'énergie alternatives.

La demande en bois de feu est estimée par:

$$\text{VegPé} * \text{Veg}_d = \text{Pop}_{\text{rur}} * \text{BoisC}_{\text{rur}} + \text{Pop}_{\text{urb}} * \text{BoisC}_{\text{urb}} \quad (10)$$

où *VegPé* est la productivité en bois de feu en m³/ha, *Veg_d* est la demande en superficie d'extraction du bois de feu en ha, *BoisC_{rur}* la consommation rurale en bois de feu par tête en m³/hab. et *BoisC_{urb}* la consommation urbaine en bois de feu par tête en m³/hab. La consommation de bois et la productivité en bois de feu sont des estimations provenant de l'analyse des études locales et régionales des pays soudano-sahéliens. 90% des besoins énergétiques du ménage sont couverts par le bois (CTFT 1989, USED 1985). Une personne utilise un minimum de 1 kg de bois de feu par jour (LAMBIN 1988) en utilisant un facteur de conversion de 750 kg/m³ (CTFT 1989). Certaines études établissent que les besoins énergétiques varient entre 0,5 et 1 m³/hab./an (USED 1985, LAMBIN 1988, PIERI 1989, CTFT 1989, PIMENTEL *et al.* 1997). Les consommations rurales et urbaines en bois de feu diffèrent légèrement. Dans le modèle, la consommation en bois de feu est de 0,65 m³/habitant en moyenne pour la population rurale. Elle s'élève à 0,85 m³/habitant en moyenne pour la population urbaine. La productivité en biomasse boisée dans les savanes soudano-sahéliennes est évaluée à 0,75 m³/ha en moyenne (PIERI 1989, YUNG & BOSC 1992, CTFT 1989). En réalité, cette productivité varie de 0,1 à 2 m³/ha/an en fonction des précipitations, du type de végétation et du type de sol.

Initialement, tout l'espace non utilisé est couvert de végétation naturelle:

$$\text{Veg}_i = \text{N} - \text{Cult} - \text{Jach} - \text{Past} \quad (11)$$

où *Veg_i* est la végétation naturelle initiale en ha. La demande en bois de feu est donc facilement satisfaite. Mais la demande énergétique augmente avec la croissance de la population alors que l'offre en bois de feu diminue à cause de l'expansion agricole aux dépens de la végétation naturelle. Un seuil est alors introduit pour garantir la conservation d'un minimum de superficies d'extraction du bois de feu:

$$\text{Si } \text{Veg} - (\text{Sup}_d - \text{NU}) > \text{Veg}_d \text{ alors } \text{Dveg} = (\text{Sup}_d - \text{NU}) \text{ sinon } \Delta \text{veg} = 0 \quad (12)$$

où A_{veg} est la variation annuelle en superficies d'extraction du bois de feu en ha. Ce minimum de superficie d'extraction du bois de feu est défini par la satisfaction des besoins énergétiques domestiques de la population (Veg_d) au moment où le seuil est atteint. Il est calculé par la demande en superficies d'extraction du bois de feu définie de l'équation (10). Quand le seuil est atteint, la population doit satisfaire une part de plus en plus importante de ses besoins énergétiques par des sources alternatives tel le kérosène. Une famille standard au Sénégal achète pour 3 600 FCFA/mois ou 4 320 FCFA/an./personne, d'énergie alternative (LEGENDRE 1997). Un rapport de la Banque Mondiale sur l'Afrique de l'Ouest (cité par JENSEN 1997) estime la consommation d'énergie alternative à 84 000 TOE/an au Sénégal (tonnes d'équivalent de pétrole = 41,8 GJ). Le coût moyen de la substitution du bois de feu par une énergie alternative s'élève à 4 320 FCFA par habitant et par an pour à peu près 0,01 TOE. Ce qui représente un coût de substitution de 66 900 FCFA/m³ pour remplacer le bois de feu par le kérosène (6m³/TOE) (CTFT 1989):

$$\text{EnergC} = (Veg_d - Veg) * VegPé * BoisS \quad (13)$$

où $EnergC$ est le coût énergétique en FCFA, $BoisS$ le coût de substitution du bois de feu en FCFA/m³.

2.4. PROCESSUS DE CHANGEMENT D'UTILISATION DU SOL

Conformément à la recherche sur les systèmes de culture, et en particulier le travail de BOSERUP (1965), le modèle simule deux processus de changement dans l'utilisation du sol: l'expansion agricole au niveau technologique le plus extensif, suivi par l'intensification agricole lorsqu'un seuil de saturation de l'espace est atteint.

2.4.1. Expansion agricole et déforestation

L'expansion agricole peut s'opérer sur des terres précédemment non cultivées ou sur des terres pratiquement vierges par migration de la population. Cette expansion n'implique aucun changement dans le niveau technologique de l'agriculture. L'expansion agricole conduit alors à une déforestation ou à une régression des terres pastorales. Les terres pastorales peuvent également s'étendre dans les superficies de végétation naturelle ou les superficies cultivées. L'expansion des superficies cultivées ou pastorales est déterminée par deux facteurs: la croissance des populations humaine et animale, qui augmente la demande en céréales et en biomasse naturelle, et la variabilité interannuelle des précipitations, qui modifie la productivité des terres et donc augmente ou diminue la production annuelle dans les utilisations pastorale ou agricole des sols. Si la pluviométrie annuelle

diminue, les cultivateurs compensent la diminution de rendement par une augmentation des superficies cultivées. Si la pluviométrie est supérieure à la moyenne, le rendement est supérieur et les cultivateurs utilisent moins d'espace pour produire la même quantité de nourriture. Dans ce cas, certaines terres sont abandonnées, toutes autres choses étant égales. Ces terres temporairement non utilisées sont disponibles pour une autre utilisation du sol, ou pour l'extension des superficies cultivées ou pastorales lors d'une année suivante. L'extension des superficies cultivées ou pastorales dans les superficies non utilisées a un moindre coût environnemental que la déforestation. Les effets de changements démographiques ou pluviométriques peuvent s'additionner ou s'annuler.

2.4.2. Intensification agricole et diminution des terres pastorales

Quand l'expansion des superficies cultivées et pastorales a absorbé toutes les superficies non utilisées, et que les superficies d'extraction du bois de feu ont atteint leur niveau minimal, l'espace est saturé. A ce moment, un autre processus de changement d'utilisation du sol commence:

$$\text{Si } NU < \text{Sup}_d \text{ et si } \Delta veg = 0 \text{ alors } \Delta FC < 0 \text{ et } \Delta past < 0 \quad (14)$$

où Δveg est la variation annuelle dans les superficies d'extraction du bois de feu en ha, ΔFC la variation annuelle dans la fréquence de culture (sans dimension) et $\Delta past$ la variation annuelle dans les terres pastorales en ha.

Toute demande supplémentaire de nourriture va nécessairement conduire à l'intensification agricole mais aussi à l'alimentation progressive du troupeau par des résidus de culture, et enfin, dans une moindre mesure, à l'expansion des superficies cultivées dans les terres pastorales. Traditionnellement, l'intensification est définie par la substitution du facteur terre par les facteurs de production tels le capital, le travail ou la technologie, afin de produire plus sur la même surface (BROOKFIELD 1972). Dans l'agriculture soudano-sahélienne, l'intensification prend souvent la forme d'une diminution des jachères, compensée par une augmentation du travail agricole et des intrants tels que les fertilisants organiques ou minéraux pour maintenir la fertilité des sols (MARCHAL 1977, DUPRE & GUILLAUD 1988, LELE & STONE 1989, PIERI 1989, SANDERS *et al.* 1990, DIOP 1992, MORTIMORE 1993b, GRAY 1999). L'intensité agricole fait généralement référence à l'augmentation du travail et aux apports technologiques par unité d'espace constante (BROOKFIELD 1972, TURNER & BRUSH 1987). BOSERUP (1970) définit l'intensité agricole comme la fréquence à laquelle une parcelle de terre est cultivée, et utilise le cycle de culture et jachère pour mesurer cette fréquence. A cause de l'inaccessibilité des données d'output et d'input et sur base de sa corrélation avec la production, la fréquence des cultures est donc utilisée dans le modèle pour mesurer l'intensification des cultures (selon BOSERUP 1965 et TURNER II & BRUSH

1987). Cet indicateur est exprimé par le rapport entre les superficies en jachère et les superficies cultivées:

$$FC = \text{Jach}/\text{CultS}_d + \text{CultM}_d \quad (15)$$

$$\Delta\text{Jach} = (\Delta\text{Cult}_d * FC_{1961}) - ((\text{Sup}_d - \text{NU}) * (1 - r)) \quad (16)$$

où ΔJach est la variation annuelle dans les superficies de jachères en ha, FC_{1961} la fréquence des cultures en 1961 et r le rapport entre les terres pastorales et les superficies cultivées. Ces deux derniers indicateurs sont sans dimension. La part du supplément de demande de nourriture conduit également à une expansion des superficies cultivées dans les terres pastorales. En réalité, dans un système extensif, la valeur économique de la production par unité de surface est plus élevée pour les terrains cultivés que pour les pâtures (CHARLERY DE LA MASSELIERE 1984, BONFIGLIOLI 1990, SANDERS *et al.* 1990, OKORUWA *et al.* 1996, WEBB & COPPOCK 1997). La proportion de la demande supplémentaire de terres qui est satisfaite par l'intensification de la culture et l'expansion des superficies cultivées dans les terres pastorales est fixée arbitrairement à 80% pour la première et 20% pour la seconde.

L'augmentation du nombre de têtes de bétail combinée à la diminution des terres pastorales suite à l'expansion agricole induit une sédentarisation partielle du bétail et un surpâturage (WADE 1974, CHARNEY *et al.* 1975, SINCLAIR & FRYXEL 1985, HOROWITZ & LITTLE 1986, LO & SENE 1989, HELLDEN 1991, NIAMIR-FULLER 1999). La diminution de terres pastorales accessibles conduit à la concentration des troupeaux, souvent autour des puits, et à une dégradation progressive de certaines pâtures (PENNING DE VRIES & DJITEYE 1982, LEONARD *et al.* 1989, LINDQVIST & TENGBERG 1993, KHAN 1994, TAHA AYOUB 1998), bien qu'il y ait des preuves contradictoires de ce processus (HANAN *et al.* 1991, DODD 1994). La modélisation du surpâturage est décrite ci-dessous. Par la sédentarisation, le bétail est de plus en plus dépendant des résidus de la culture pour son alimentation (POWELL *et al.* 1998, NIAMIR-FULLER & TURNER 1999, COPPOLILLO 2000). Cette sédentarisation est modélisée par une augmentation de la part des résidus de culture dans la consommation du bétail (2/3 de la biomasse naturelle consommée, voir ci-dessus). Peu de références bibliographiques font écho d'une réelle intensification du pastoralisme dans la région soudano-sahélienne. Les pratiques de fertilisation artificielle, de mise en stabulation ou de culture de fourrage sont inhabituelles dans cette région (LE HOUEROU & HOSTE 1977, DIOP 1992, BAYER & WATERS-BAYER 1996, WEBB & COPPOCK 1997).

2.5. INDICATEURS ENDOGENES DE LA PRESSION DANS LE SYSTEME D'UTILISATION DU SOL

L'intensification agricole conduit à une diminution de la productivité du travail et nécessite l'utilisation d'intrants organiques ou chimiques. Une diminution de

la période de jachère sans remplacement par des intrants conduit inévitablement à une diminution de la fertilité des terres. Plusieurs «indicateurs de pression» sont générés de manière endogène par le modèle: la productivité du travail, l'utilisation d'intrants comme une fonction du budget moyen du ménage, la dégradation des sols dans les champs cultivés et la diminution de la productivité en biomasse des pâturages suite au surpâturage. Ces indicateurs sont les symptômes des changements qui affectent le système et peuvent être interprétés comme des seuils d'utilisation durable. Ces seuils sont des indicateurs dans le diagnostic qui pourrait être posé par les utilisateurs du modèle. Ils sont appelés «endogènes» parce qu'ils établissent une fonction de variables définies de manière endogène par le modèle tels la fréquence de culture (FC), les intrants agricoles nécessaires (IntrantC), les superficies cultivées (Cult) ou les terres pastorales (Past).

2.5.1. Productivité du travail

La productivité du travail est définie par la production par heure de travail (BOSERUP 1970) ou par le revenu par unité de temps investie (BEGUIN 1974, STOMAL-WEIGEL 1988). Au cours du processus d'intensification, la productivité du travail diminue parce que l'augmentation de la quantité de travail est plus que proportionnelle à l'augmentation de production (BONNEFOND & COUTY 1988). L'estimation du temps de travail agricole réel n'est pas facilitée par les différences de sexe, d'âge, de niveau d'efficacité de la main-d'œuvre ou encore de distribution saisonnière des tâches. Le modèle définit la quantité de travail comme le nombre d'heures consacrées à l'agriculture par jour et par travailleur. Ce temps de travail agricole est proportionnel à la fréquence de culture qui mesure l'intensification:

$$\text{TravailQé} = a + b * \text{FC} \quad (17)$$

où *TravailQé* est la quantité de travail mesurée en heures de travail agricole/jour/hab., et *a* et *b* sont des paramètres sans dimension. CLEAVE (1974) relève des temps de travail variant de 265 heures à 364 heures par individu et par an dans des pays comme la Gambie, le Ghana et le Nigeria. Dans des villages sénégalais, STOMAL-WEIGEL (1988) compare les temps de travail dans les cultures du mil et de l'arachide qui varient de 120 à 355 heures par individu. Au Mali, RAYNAUT *et al.* (1988) notent une variation de la quantité de travail entre 45 et 140 heures par individu tout en signalant un sous-emploi de la main-d'œuvre. Dans un système de culture extensive, c'est-à-dire avec une fréquence de culture de 2, nous retiendrons un temps de travail moyen investi dans les travaux agricoles de 200 heures par an et par individu, soit une demi-heure par jour. Le niveau d'intensité le plus élevé de la culture en Afrique de l'Ouest — c'est-à-dire avec une fréquence de culture de 0,5 (RUTHENBERG 1976, RAYNAUT 1985) — correspond à un apport moyen de quatre heures de travail par jour dans les travaux des champs

(NETTING *et al.* 1993). Ces auteurs étudient l'agriculture du Kofyar au Nigeria et confirment l'estimation de ses temps de travail qui varient entre 7,4 heures et 2,8 heures par jour en citant une étude menée par Minge-Klevana en 1980. Sur base de cette référence, nous estimons de manière empirique les paramètres de la relation précédente ($a = 5.833$ et $b = -2.667$). La productivité du travail est alors le résultat du rapport entre la production agricole et la quantité de travail investie dans les travaux agricoles par cultivateur au cours d'une année. La production agricole est mesurée par la superficie cultivée multipliée par le rendement moyen des cultures.

$$\text{TravailPé} = \frac{\text{Cult} * \text{CultR}}{\text{Pop}_{\text{rur}} * \text{TravailQé} * 365} \quad (18)$$

où *TravailPé* est la productivité du travail en kg/heure de travail.

2.5.2. Utilisation des intrants dans l'agriculture et budget du ménage

Quand le temps de jachère diminue, les cultivateurs ont recours à la fertilisation pour éviter de dégrader les potentialités du sol. Selon une étude détaillée au Sénégal (DIOP 1992) et d'autres études en Afrique de l'Ouest (RETAILLE 1984, RAYNAUT 1985, CLAUDE *et al.* 1991, SEINI *et al.* 1995), le coût moyen des intrants agricoles est de 24 000 FCFA pour une exploitation agricole dans son premier stade de transformation d'un système d'agriculture itinérante en un système à culture permanente (BOSERUP 1965, RUTHENBERG 1976). La jachère est remplacée principalement par des fertilisants naturels, des produits de traitement et des semences sélectionnées, avec une utilisation plus mineure de la mécanisation (DIOP 1992). La taille moyenne de l'exploitation sénégalaise est de 4,5 ha (ANCEY 1977, LITTLE *et al.* 1987, PIERI 1989, SAUL 1991). Le modèle estime l'investissement nécessaire pour maintenir les rendements des cultures sur la superficie cultivée totale. Nous considérerons que le coût des intrants par hectare est le même au Sénégal que dans les autres pays soudano-sahéliens. Cette quantité d'intrants (des fertilisants principalement organiques) est mesurée en unités monétaires (le coût des intrants):

$$\text{IntrantC} = \text{Cult} * \text{IntrantP} * (\text{FC}_{1961} - \text{FC}) \quad (19)$$

où *IntrantC* est le coût des intrants en FCFA et *IntrantP* le prix des intrants en FCFA/ha. Pour maintenir constant le niveau de fertilité des terres cultivées, les intrants doivent compenser la diminution des temps de jachère. Si les cultivateurs ne peuvent se permettre ce coût à cause d'un revenu monétaire trop faible, la fertilité des terres cultivées diminue (MARCHAL 1977, RUTHENBERG 1979, TRAORE 1979). Le modèle calcule cette dégradation des terres en comparant l'investissement dans les intrants agricoles et la diminution du temps de jachère (voir ci-dessous).

La capacité d'investir dans les intrants agricoles dépend du budget du ménage. Celui-ci est mesuré par la différence entre les revenus et les dépenses. Les revenus proviennent de la production agricole vendue sur le marché. Les dépenses comprennent le coût de substitution du bois de feu et le coût des intrants agricoles. La demande alimentaire de la population urbaine détermine la quantité de nourriture vendue sur le marché. Cependant, ce pourcentage de vente dépend aussi de la quantité de céréales importées (variable exogène) qui complète l'alimentation urbaine. La valeur monétaire des produits alimentaires vendus sur le marché (50 FCFA/kg) est déduite du prix moyen du mil et du sorgho (BONNEFOND & COUTY 1988):

$$\text{RevM} = (\text{Cult} - \text{CultS}_d) * \text{CultR} * 50 \text{ FCFA/kg} \quad (20)$$

où *RevM* est le revenu du ménage en FCFA. Notons que plusieurs études signalent que les revenus provenant de l'extérieur de l'exploitation représentent une partie importante du budget dans les zones rurales de l'Afrique de l'Ouest (HAGGBLADE *et al.* 1989, REARDON *et al.* 1988, STAATZ *et al.* 1990, REARDON & TAYLOR 1996). Puisque ces activités ont lieu hors de l'exploitation et ne modifient pas directement l'utilisation du sol, elles ne sont pas représentées explicitement dans le modèle. Seule une part constante de revenu provenant de ces activités est ajoutée au revenu issu de la vente des cultures alimentaires sur les marchés urbains.

Le revenu du ménage est partiellement consacré à l'acquisition d'intrants agricoles lorsque ceux-ci sont nécessaires (c'est-à-dire lorsque la phase d'intensification a commencé). Le ménage ne peut attribuer qu'un pourcentage de ses revenus à la conservation de la fertilité. Les autres besoins ménagers sont l'immobilier, les vêtements, les taxes, les loisirs, etc. Selon des études empiriques, le modèle destine un maximum de 13% des revenus du ménage à l'acquisition d'intrants (RETAILLE 1984, RAYNAUT 1985, CLAUDE *et al.* 1991, DIOP 1992, SEINI *et al.* 1995). Si les intrants nécessaires à fertiliser la superficie cultivée coûtent moins cher que cette part de revenu, la fertilité est maintenue. Si le coût des intrants dépasse ce pourcentage, le modèle simule une diminution de la fertilité des terres. La vitesse de baisse de fertilité des sols dépend de la quantité d'intrants que le ménage peut acheter pour pallier la diminution du temps de jachère.

2.5.3. Conservation de la fertilité des terres cultivées

Dans le cadre d'un faible degré d'acquisition des intrants agricoles, la réduction de la période de mise en jachère conduit inévitablement à une baisse de fertilité des sols et à des rendements agricoles plus faibles. Le modèle estime la dégradation des terres par un indicateur sans dimension:

$$\text{Deg} = \left(\frac{2 - (\text{FC})}{2} \right) + \left(\frac{(\text{IntrantC} - \text{Invest})}{\text{IntrantC}} \right) \quad (21)$$

où *Deg* est un indicateur sans dimension de la dégradation et *Invest* l'investissement en FCFA. En l'absence de toute utilisation de jachère ou de fertilisants, les rendements des cultures diminuent de 20% après quatre ans de culture continue (PIERI 1989). Dans les systèmes de culture extensive des savanes africaines, les cultivateurs laissent traditionnellement se reposer la terre après quatre années (RUTHENBERG 1976, PIERI 1989, OLSSON & RAPP 1991, GUYER & LAMBIN 1993). Nous extrapolons ce taux de réduction des rendements pour établir une relation linéaire entre le temps de culture continue et la diminution de rendement, en l'absence d'intrants agricoles:

$$\frac{\text{CultR}_t}{\text{Cult R}_{t-1}} = 1 - (0,05 * a) \quad (22)$$

où *a* est le nombre d'années sous culture continue (sans dimension). La pente de la relation varie entre deux extrêmes: (i) la conservation de la fertilité soit par la jachère, soit par l'apport d'intrants en quantité suffisante; (ii) une perte rapide de la fertilité des sols suite à une culture continue sans fertilisation. La combinaison de la réduction du temps de jachère et d'une méthode inadéquate de fertilisation provoque la réduction du rendement dans le rapport suivant:

$$\frac{\text{CultR}_t}{\text{Cult R}_{t-1}} = 1 - (0,05 * a * \text{Deg}) \quad (23)$$

2.5.4. Diminution de la productivité en biomasse naturelle dans les terres pastorales à cause du surpâturage

Par mesure de facilité, le concept de capacité de charge est utilisé afin de modéliser le processus du surpâturage (BARTELS *et al.* 1993, DODD 1994). Ce concept est défini ici comme «la quantité de bétail supportée sans dégradation des terres, avec des bêtes en bonne santé et prenant du poids» (BOUDET 1975). En fonction des zones écoclimatiques et des systèmes d'exploitation pastorale, l'estimation de la capacité de charge moyenne varie entre 10 ha/UBT pour les années sèches et 3,5 ha/UBT pour les années normales (BOUDET 1975, PENNING DE VRIES & DJITEYE 1982). Les mesures réelles de la capacité de charge sont de 2 ha/UBT (HOROWITZ & SALEM-MURDOCK 1993) et de 1,25 ha/UBT (BOULIER & JOUVE 1990). Dans le modèle, le surpâturage est défini par le nombre de têtes de bétail qui dépasse cette dernière capacité de charge réelle minimale. Dans la littérature, l'estimation de la capacité de charge varie selon une tolérance de 160 à 200% (PICARDI & SEIFERT 1976, BARTELS *et al.* 1993).

Le modèle représente un système pastoral transhumant dans lequel, au-delà d'un certain seuil, la biomasse naturelle diminue proportionnellement à l'augmentation

de la quantité de biomasse animale. Lorsque l'expansion des terres pastorales est freinée par les autres utilisations du sol, l'augmentation du cheptel sur des superficies qui s'amenuisent lentement provoque une réduction progressive de la productivité des terres. Le modèle compare la capacité de charge définie comme maximale (1,25 ha/UBT) à la surface disponible pour l'utilisation pastorale et à la taille du troupeau à ce moment:

$$\text{Sur} = \frac{\text{Bét} - (\text{Past}/\text{CC})}{(\text{Past}/\text{CC})} \quad (24)$$

où *Sur* est l'indicateur sans dimension du surpâturage et *CC* la capacité de charge en ha/UBT. Le choix de la valeur maximale de capacité de charge répertoriée dans la littérature permet de prendre en compte des stratégies pastorales comme la mobilité du troupeau et la minimisation du sous-pâturage. Lorsque les pâtures disponibles pour la charge de bétail sont inférieures à cette charge maximale, le modèle enregistre un processus de diminution de la productivité en biomasse naturelle dans les pâturages. Les données empiriques de la «mare d'Oursi» (Burkina Faso) signale qu'un surpâturage de 36% diminue la productivité en biomasse naturelle de 30% (CLAUDE *et al.* 1991). D'autres auteurs (PENNING DE VRIES & DJITEYE 1982) suggèrent que ces mesures sont largement surestimées à cause de la résilience des écosystèmes soudano-sahéliens. Ils signalent également que la relation entre les biomasses végétale et animale est une asymptote négative. Dans la pratique, l'estimation quantitative de la diminution de productivité dans les terres pastorales est presque impossible. En l'absence de toute autre étude quantitative publiée, et afin d'être le plus conservateur possible dans l'évaluation du surpâturage, nous adoptons arbitrairement une diminution de productivité établie à 10% de celle estimée par CLAUDE *et al.* (1991) en réponse au surpâturage local. Cette estimation tente de prendre en compte le processus de résilience des pâturages. Elle reflète également la mobilité des troupeaux, principale stratégie d'adaptation adoptée par les pasteurs. L'extrapolation de ce rapport entre le surpâturage et la diminution de productivité en biomasse naturelle permet de redéfinir la pente de la relation entre la productivité et la pluviométrie:

$$\text{Si } \frac{\text{Liv} - (\text{Past}/\text{CC})}{(\text{Past}/\text{CC})} \geq 0 \text{ alors BiomPé} = 0,15 + 0,00375 \text{ P,}$$

$$\text{Si } \frac{\text{Liv} - (\text{Past}/\text{CC})}{(\text{Past}/\text{CC})} < 0 \text{ alors BiomPé} = 0,15 + \mathbf{b} * \text{P avec } \mathbf{b} = \mathbf{d} + \mathbf{c} (\text{Sur})$$

$$\text{Si Bét} = \text{Past}/\text{CC} \text{ alors } \mathbf{d} = \mathbf{b} = 0,00375$$

$$\text{Si } \frac{\text{Liv} - (\text{Past/CC})}{(\text{Past/CC})} \frac{0,36}{0,30} * 10 = 12 \text{ alors } b = 0 \text{ et } c = \frac{-0,00375}{1,2}$$

où b , d et c sont des paramètres empiriques (sans dimension). La relation devient:

$$\text{BiomPé} = 0.15 + (0.00375 - 0.0003125 (\text{Sur})) * P \quad (25)$$

2.6. LE CARACTERE DYNAMIQUE DU MODELE

La figure 2 ci-après intègre la plupart des choix effectués lors des deux phases de la modélisation mais elle ne met pas en lumière les rétroactions du modèle. Elle comprend (i) les variables exogènes des changements d'utilisation du sol; (ii) la compétition dans l'attribution des superficies à chaque utilisation du sol; (iii) les deux phases de changement dans l'utilisation du sol; (iv) les indicateurs de la pression mesurée dans le système. Le tableau 1 ci-dessous établit les notations et dimensions des variables du modèle. Le tableau 2 ci-après résume les valeurs des principaux paramètres du modèle et les références correspondantes.

Le modèle est dynamique au sens où il comprend des rétroactions et de multiples interactions entre les processus de définition de l'utilisation du sol et les changements endogènes caractéristiques des différents niveaux technologiques. A titre d'exemple, la dégradation des sols procède des processus d'intensification agricole, du revenu moyen des ménages, du niveau de commercialisation, des demandes rurale et urbaine en matière de céréales de consommation et des importations de ces céréales. (fig. 3 ci-dessous).

La dégradation est donc un processus complexe issu des interactions entre de nombreux facteurs. En aucun cas, elle ne peut être réduite à une simple fonction de la population. La dégradation des terres ne peut être prédite que grâce à une approche systémique et dynamique.

2.7. APPLICATION DU MODELE AU BURKINA FASO

Dans un premier temps, le modèle a été conçu et testé sur base de données nationales à l'échelle du Burkina Faso. Ces données couvrent la période de 1960 à 1997. Le taux de croissance de la population était de 2,4% au Burkina Faso pendant cette période. La fréquence d'occurrence des sécheresses était particulièrement élevée entre 1972 et 1984 (NICHOLSON 1989, JOUVE 1991). Durant ces quatre décennies, le modèle simule les changements dans cinq catégories d'utilisation du sol (fig. 4 ci-dessous).

Tableau 1

Résumé des notations et dimensions pour les principales variables exogènes et endogènes du modèle

Variables principales	Notation	Dimension
Variables exogènes		
Importations de céréales	CImp	kg
Population animale (bétail)	Bét	équivalent UBT
Précipitations (moyenne annuelle)	P	mm
Population rurale	Pop _{rur}	hab.
Population urbaine	Pop _{urb}	hab.
Variables de l'utilisation du sol		
Superficie utilisée	U	ha
Superficie non utilisée	NU	ha
Superficie nationale	N	ha
Demande totale en superficie	Sup _d	ha
Superficie cultivée	Cult	ha
Demande de superficie en cultures commercialisées	CultM _d	ha
Demande de superficie en cultures de subsistance	CultS _d	ha
Superficie en jachère	Jach	ha
Superficie d'extraction du bois de feu (végétation naturelle)	Veg	ha
Végétation naturelle initiale (comme ci-dessus)	Veg _i	ha
Demande de superficie en végétation naturelle	Veg _d	ha
Terres pastorales	Past	ha
Demande de terres pastorales	Past _d	ha
Variation annuelle (pour la plupart des variables précédentes)	Δ	ha
Productivité en biomasse naturelle dans les pâturages	BiomPé	t/ha
Rendement des cultures	CultR	kg/ha
Processus endogènes		
Surpâturage	Sur	sans dimension
Fréquence de culture	FC	sans dimension
Fréquence de culture en 1961	FC ₁₉₆₁	sans dimension
Dégradation	Deg	sans dimension
Coût énergétique	EnergC	FCFA
Revenu du ménage	RevM	FCFA
Coût des intrants	IntrantC	FCFA
Prix des intrants	IntrantP	FCFA/ha
Investissement	Invest	FCFA
Productivité du travail	TravailPé	kg/heure de travail
Quantité de travail	TravailPé	heure/jour/hab.
Rapport entre les terres pastorales et les superficies cultivées	r	sans dimension
Nombre d'années de culture continue	a	sans dimension

La modélisation représente des changements d'utilisation du sol selon deux fréquences temporelles différentes: à une fréquence élevée, les changements sont dus à la variation climatique, tandis qu'à une fréquence plus faible, l'influence des tendances démographiques est primordiale. En ce qui concerne les événements à court terme, chaque période de sécheresse enregistre une augmentation simultanée des terres pastorales et des superficies cultivées, aux dépens soit des superficies de végétation naturelle destinées à l'extraction du bois de feu (et ceci jusque

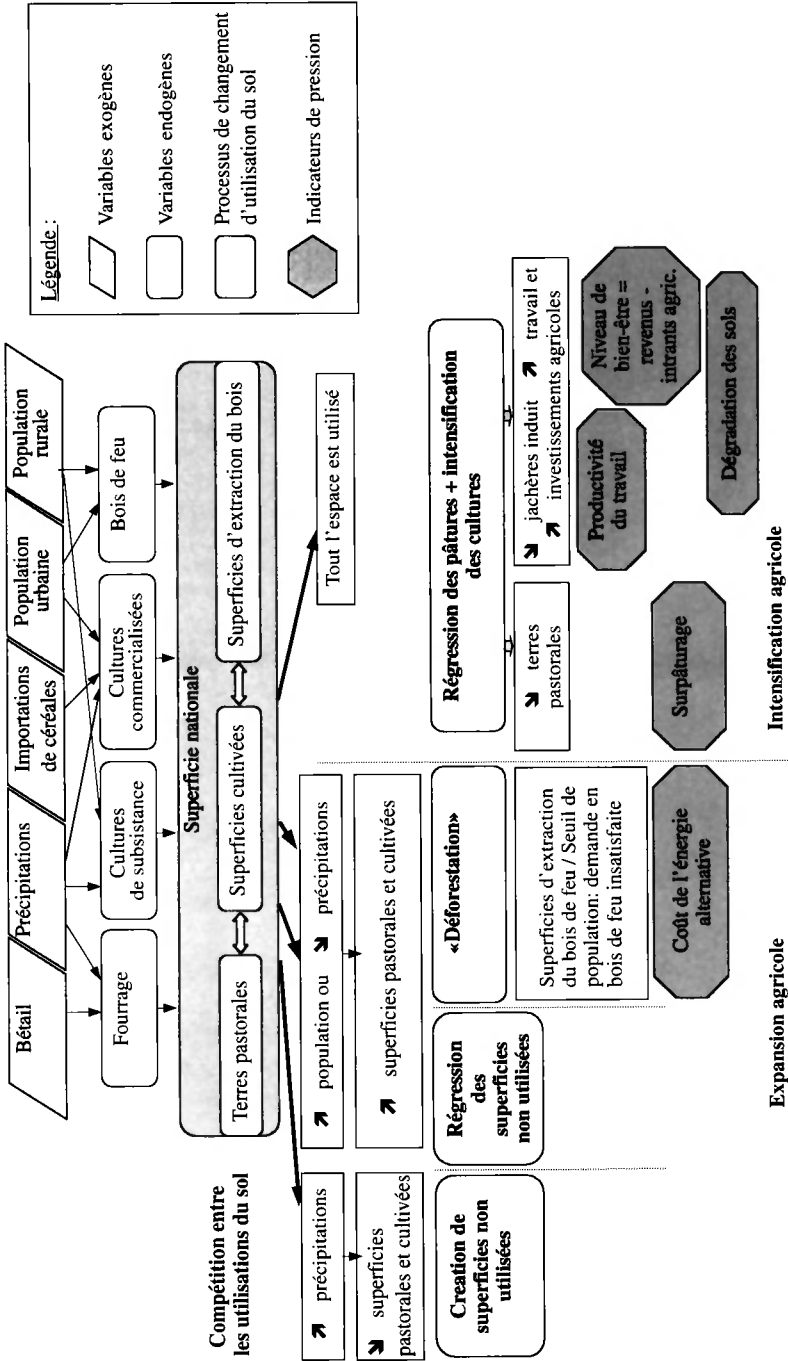


Fig. 2. — Structure générale du modèle.

Tableau 2

Résumé des valeurs retenues pour les paramètres principaux du modèle et références correspondantes

Paramètres de consommation			
Consommation en céréales Consommation de biomasse naturelle par tête de bétail	CerC BiomC	300 kg/hab./an 4,6 tonnes/équiv. UBT/an	GUEYMARD 1985, RAYNAUT 1985, USED 1985, LAMBIN 1988, REARDON <i>et al.</i> 1988, BOULIER & JOUVE 1990, CLAUDE <i>et al.</i> 1991, NETTING <i>et al.</i> 1993, BOLWIG 1995, BEHNKE Jr. & SCOONES 1993, BOUDET 1975, CLAUDE <i>et al.</i> 1991, GROTEN 1991, LAMBIN 1988, Ministère de la Coopération 1984, PENNING DE VRIES & DJITEYE 1982, PIERI 1989.
Besoins en bois de feu: consommation urbaine consommation rurale	BoisC _{urb}	0,85 m ³ /hab./an	CTFT 1989, JENSEN 1997, LAMBIN 1988, PIERI 1989, USED 1985. CTFT 1989, USED 1985.
	BoisC _{zur}	0,65 m ³ /hab./an	
Paramètres de productivité			
Productivité en bois de feu de la végétation naturelle	VegPé	0,75 m ³ /an	CTFT 1989, LAMBIN 1988, PIERI 1989, VAN LAVIEREN & VAN WETTEN 1990, quoted by HOROWITZ & SALEM-MURDOCK 1993, YUNG & BOSC 1992. BOULIER & JOUVE 1990, CLAUDE <i>et al.</i> 1991, CTFT 1989, GUYER & LAMBIN 1993, PIERI 1989, RAYNAUT 1985, RUTHENBERG 1976. BOUDET 1975, BOULIER & JOUVE 1990, HOROWITZ & SALEM-MURDOCK 1993, PENNING DE VRIES & DJITEYE 1982. CTFT 1989, JENSEN 1997, LEGENDRE 1997.
Taux de jachère/fréquence de culture	FC	2 ans/3 sous culture	
Capacité de charge	CC	1,25 ha/UBT	
Coût de substitution du bois de feu	BoisS	66 900 FCFA/m ³	

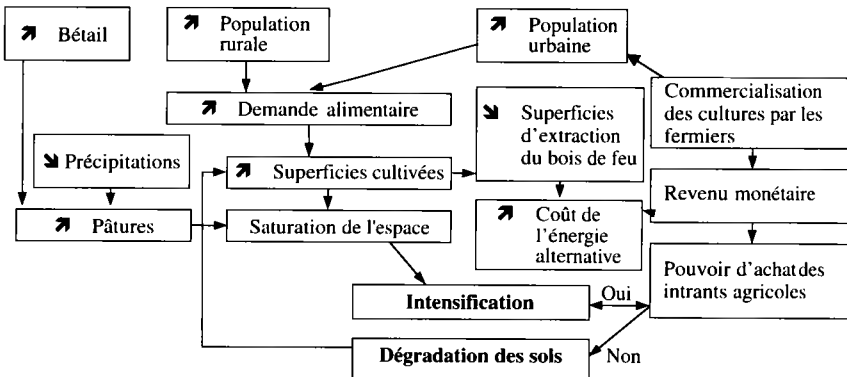


Fig. 3. — Interactions dynamiques entre les processus induisant la dégradation des sols.

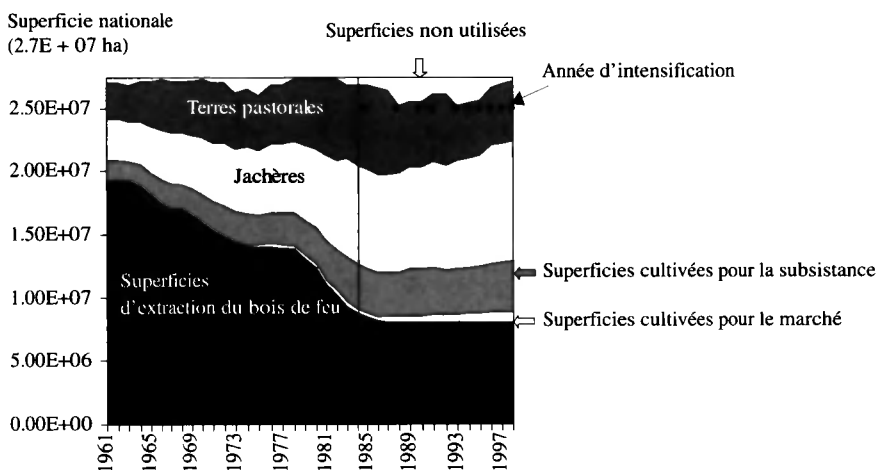


Fig. 4. — Simulations des changements d'utilisation du sol au Burkina Faso.

1988), soit des terres inutilisées. Lorsque la pluviométrie reprend son niveau moyen, les terres inutilisées augmentent brutalement (par exemple en 1985 après la sécheresse de 1984). En ce qui concerne les tendances à long terme, la phase d'expansion des superficies cultivées, des jachères et des terres pastorales s'étend des années 1970 au début des années 1980. Elle est accompagnée d'un processus de déforestation. A la fin de cette phase d'expansion, la déforestation est arrêtée afin de conserver un minimum de superficies d'extraction du bois de feu et ainsi satisfaire les besoins énergétiques de la population. Les superficies cultivées et les jachères continuent à s'étendre. Les superficies allouées aux cultures vendues sur les marchés augmentent fortement, en réponse à la croissance rapide de l'urbanisation. Ces cultures de marché augmentent plus rapidement que la superficie totale cultivée puisque la population urbaine croît plus vite que la population rurale. Après 1983, le système alterne les phases d'expansion et d'intensification. Les premiers signes de dégradation des sols cultivés apparaissent en 1991. La diminution de productivité dans les terres pastorales, due au surpâturage, est sporadique durant les années 1980.

A première vue, en faisant référence à la littérature sur l'utilisation des sols dans la région soudano-sahélienne, cette simulation est une représentation plausible de l'évolution de l'occupation des terres au Burkina Faso. Dans la phase d'expansion, de 1960 à 1983, les rares études de cas quantitatives confirment l'évolution de l'utilisation des superficies cultivées prédite par le modèle. Le taux de changement de 4,9% dans les simulations des superficies cultivées est semblable au taux de changement mesuré par LINDQVIST & TENGBERG (1993): 4,9% dans le nord du Burkina Faso. Au cours de la même période, d'autres études à travers la région

font état de taux d'expansion dans les superficies cultivées variant de 3 à 5,8% (tableau 3 ci-après). Notons que les superficies cultivées au Burkina Faso s'étendent avec un taux de 1,6% dans les données Faostat (FAO 1995).

Tableau 3

Taux annuels de changement dans l'utilisation des sols au cours de la phase d'expansion dans les simulations et taux annuels de changement dans la littérature

Phase d'expansion (1961-1983)	Taux (%)
Modèle SALU pour le Burkina Faso	4,91
LINDQVIST & TENGBERG 1993, nord du Burkina Faso	1955-1974 4,87
GILRUTH <i>et al.</i> 1990, Fouta Djallon, Guinée	1953-1989 5,31
RAYNAUT <i>et al.</i> 1988, Maradi, Niger	Tarka 1957-1975 5,80
	Magami 4,00
	Sharken H. 1,40
	Gourjae 2,90
	Moyenne 3,00
REENBERG <i>et al.</i> 1998, Oudalan Province, Burkina Faso	1945-1955 3,44
	1955-1986 1,83
MOUSSA 1999, SO Niger	Bogodjotou 1956-1996 2,00
	Ticko 1,60
FAO 1995, Faostat — séries statistiques, Burkina Faso	1961-1984 1,65

Dans la période qui suit la première apparition du processus d'intensification (1984), l'expansion des superficies cultivées est estimée à 1,4%. Cette valeur est inférieure à la mesure de LINDQVIST & TENGBERG (1993) pour le nord du Burkina Faso (2,9%). Mais d'autres études dans la région soudano-sahélienne signalent un éventail de valeurs dans lequel s'inscrit le taux simulé (tab. 4 ci-après). Dans cette deuxième période, le taux d'expansion des données Faostat (1,3%) est plus proche de notre estimation.

Tableau 4

Taux annuels de changement dans l'utilisation des sols au cours de la période qui suit la première apparition de l'intensification dans les simulations (1984) et taux annuels de changement dans la littérature

Phase d'expansion (1984-1997)	Taux (%)
Modèle SALU pour le Burkina Faso	1,42
LINDQVIST & TENGBERG 1993, nord du Burkina Faso	1955-1981 2,88
GILRUTH <i>et al.</i> 1990, Fouta Djallon, Guinée	1973-1985 11,59
REENBERG <i>et al.</i> 1998, Oudalan Province, Burkina Faso	1988-1989 4,84
	1989-1991 2,84
	1991-1995 1,58
MOUSSA 1999, SO Niger	Bogodjotou 1975-1996 3,40
	Ticko 2,80
FAO 1995, Faostat — séries statistiques, Burkina Faso	1985-1997 1,34

2.8. DISCUSSION

Les modèles sont toujours des simplifications de la réalité. Dans le cadre de ce modèle, le calcul des superficies destinées à l'utilisation pastorale (équ. 5) suppose que la gestion de l'utilisation des terres, d'une part, et des caractéristiques biophysiques des sols, d'autre part, n'influence pas significativement la productivité en biomasse naturelle des pâturages. Pour le premier facteur, cette hypothèse semble acceptable dans le cas de l'exploitation extensive du pâturage de la région soudano-sahélienne. En ce qui concerne le deuxième facteur, le modèle n'étant pas spatial, il ne représente que les caractéristiques moyennes du sol. Plusieurs auteurs argumentent que la faible disponibilité en nutriments dans le sol est une contrainte de production beaucoup plus importante que la pluviométrie (PENNING DE VRIES & DJITEYE 1982, BREMAN & DE WIT 1983). L'estimation des rendements des cultures (équ. 8) ignore également les techniques de cultures, la fertilité des sols et la distribution des précipitations au cours de la saison de croissance de la végétation. Certains facteurs de gestion des cultures comme le cycle de jachère et l'utilisation des intrants agricoles sont néanmoins introduits dans le modèle. L'amélioration de ces fonctions de production augmenterait de manière significative le réalisme du modèle mais également les besoins en données qui sont, rappelons-le, de faible qualité et souvent peu disponibles dans la région. Ces deux relations de productivité sont les principales simplifications du modèle. Leur existence, prouvée par d'autres études concordantes, permet d'accorder une certaine confiance aux résultats quantitatifs. Mais de larges objections peuvent exister quant à la définition de la productivité en relation avec une moyenne annuelle de pluviométrie nationale. Le couplage de modèle de croissance végétative avec un modèle dynamique, tel SALU, est une perspective qui permettrait de répondre à ces objections.

Certaines utilisations du sol particulières, comme les parcelles irriguées ou les plantations agroforestières, représentent une faible superficie dans l'espace national et ne sont pas intégrées dans le modèle, bien que leur influence sur le revenu du ménage puisse s'avérer importante. La protection des réserves forestières, qui est modélisée, est une observation générale dans les régions rurales, mais la satisfaction des besoins énergétiques urbains induit, quant à elle, une large déforestation périurbaine (CLINE-COLE *et al.* 1990). Enfin, le modèle utilise le concept de capacité de charge dans les pâturages. Pourtant, ce concept a actuellement perdu beaucoup de sa crédibilité en écologie. Les critiques fondent leurs arguments sur les stratégies pastorales opportunistes qui préfèrent éviter le sous-pâturage plutôt que limiter le surpâturage (SANDFORD 1982), ou sur les capacités de charge réellement observées dans la région qui sont largement supérieures aux capacités de charge théoriques (BARTELS *et al.* 1993). Ces deux critiques ont néanmoins permis de relativiser l'estimation quantitative du seuil de diminution de la productivité en biomasse naturelle des pâturages. Les modèles d'état et de transition (WESTOBY *et al.* 1989) et les modèles de «déséquilibre» ou «non-équilibre» (ELLIS & SWIFT

1988) semblent plus appropriés pour décrire les modifications du système pastoral. Ces différents paradigmes ont contribué à la représentation du système d'utilisation des terres pastorales mais nous utilisons, néanmoins, le concept de capacité de charge comme une simplification pour modéliser de manière «statique» la pression du bétail sur les pâturages.

2.9. CONCLUSION

Ce chapitre décrit le développement d'un modèle de simulation dans le but de représenter l'évolution des changements d'utilisation du sol à une faible résolution spatiale. Ce modèle est spécifique à la région soudano-sahélienne. La principale caractéristique de notre démarche de modélisation est la définition des paramètres quantitatifs par une profonde revue de la littérature, principalement des études de cas des changements d'occupation des terres dans la région soudano-sahélienne. Le modèle est forcé annuellement par les valeurs des données exogènes (les populations rurale et urbaine, le nombre de têtes de bétail, les précipitations et les importations de céréales). Ces variables exogènes définissent les superficies allouées aux différentes utilisations du sol. Le modèle prédit de manière endogène les changements technologiques dans l'exploitation agro-pastorale. Des indicateurs de la pression ressentie respectivement dans les sous-systèmes pastoral, agricole ou forestier sont également générés par le modèle. Appliquées à l'échelle du Burkina Faso, les simulations de l'utilisation du sol présentent des influences à deux fréquences temporelles. Les variations climatiques impriment une fréquence élevée aux simulations tandis que la tendance à long terme est dérivée des variables démographiques. Le modèle prédit l'intensification de l'utilisation des sols dans le milieu des années 1980 et l'augmentation de la dégradation des terres dès le début des années 1990. Les taux de changement prédits par le modèle sont consistants avec les taux mesurés dans différentes études de cas locales à partir de données satellitaires à faible résolution spatiale.

NOTE

- [1] Adapté de: STEPHENNE, N. & LAMBIN, E. F. 2001a. A dynamic simulation model of land-use changes in Sudano-sahelian countries of Africa (SALU). — *Agriculture, Ecosystems and Environment*, **85** (1-3): 145-161.

3. Paramétrisation du modèle: définition et sensibilité

3.1. INTRODUCTION

Toute science, qu'elle soit empirique ou théorique, n'est jamais validée parce que toute connaissance est conjoncturelle: les théories sont réfutées et remplacées par des résultats expérimentaux qui seront eux-mêmes contredits plus tard par d'autres expériences (LEVINS 1966, PAPAGEORGIOU 1982, CASWELL 1988). L'analyse de sensibilité est une des méthodes qui, combinée à d'autres méthodes de vérification d'un modèle, apporte une certaine confiance dans la validité de celui-ci, c'est-à-dire pour ce cas précis, dans sa capacité à représenter la réalité de l'utilisation du sol en région soudano-sahélienne. L'analyse de scénarios qui testent les variations des facteurs exogènes est une autre de ces méthodes (chap. 5). Les démarches de vérification des résultats du modèle par des taux de changement répertoriés dans des études de cas (chap. 2) et par une comparaison spatiale avec une cartographie de l'occupation du sol en région sahélienne (STEPHENNE & LAMBIN 2001b) sont également des moyens de vérifier la validité du modèle.

La sensibilité du modèle est analysée par une comparaison des changements de valeur dans les paramètres et des changements de valeur dans les résultats des simulations, tout autre facteur étant identique (DENT & BLACKIE 1979, ELSTON & BUCKLAND 1993, TOXOPEUS 1996). L'analyse des «variations plausibles» des paramètres est particulièrement intéressante là où la détermination de la valeur du paramètre est la plus incertaine (LAND & SCHNEIDER 1987). Les buts de l'analyse de sensibilité sont les suivants: (i) l'identification des paramètres qui affectent de manière significative les résultats, soit les paramètres sensibles; (ii) la modification ou non des éléments du modèle où les paramètres sensibles ont le plus d'impact, et donc l'affinement du modèle; (iii) la détermination des paramètres à estimer avec le plus grand soin (DENT & BLACKIE 1979, LAND & SCHNEIDER 1987, ELSTON & BUCKLAND 1993, TOXOPEUS 1996).

Un des objectifs de cette analyse de sensibilité est méthodologique. Etant donné que la modélisation de l'utilisation du sol est une démarche récente, l'analyse de la sensibilité de ce modèle ne fait référence à aucune méthodologie connue. Afin de contribuer à combler cette lacune, cette étude définit plusieurs indices et les compare afin d'obtenir une méthode appropriée pour révéler les paramètres sensibles d'un modèle d'utilisation du sol.

Ce chapitre comprend deux sections distinctes: la définition des principaux paramètres et l'analyse de sensibilité du modèle aux valeurs choisies pour les vingt et un paramètres.

3.2. DEFINITION DES PARAMETRES

La démarche de modélisation de l'utilisation du sol dans les pays soudano-sahéliens repose sur une revue approfondie de la littérature. Ce modèle de l'utilisation du sol comporte vingt et un paramètres quantifiés par une moyenne des valeurs issues de différentes références. Dans ce chapitre sur la paramétrisation du modèle, la première section récapitule les quelques estimations quantitatives des paramètres principaux et le choix de la valeur introduite dans le modèle. Bien que le chapitre de présentation du modèle (chap. 2) ait déjà défini certains de ces paramètres, cette section rend compte de la large revue bibliographique effectuée lors de leur estimation. Les paramètres principaux sont: (i) la consommation alimentaire par habitant; (ii) les besoins alimentaires par tête de bétail; (iii) les besoins énergétiques en bois de feu des populations urbaine et rurale; (iv) la productivité de l'espace boisé naturel; (v) la capacité de charge des pâturages; (vi) le maintien de la productivité de l'espace agricole par l'intermédiaire de la jachère. Dans cette paramétrisation, nous considérons également les relations empiriques qui déterminent (vii) la productivité des pâturages et (viii) les rendements des céréales.

D'autres paramètres participent à la représentation du système d'utilisation du sol soudano-sahélien, soit dans les processus de changement d'utilisation du sol, soit dans la définition d'indicateurs de la pression ressentie par les sous-systèmes. Plus largement discutée dans le chapitre de description du modèle (chap. 2), la valeur de ces paramètres ne sera pas précisée dans ce chapitre. Ces paramètres sont: le rapport entre les terres pastorales et les terres cultivées dans le processus d'allocation de la demande de terres en phase d'intensification, le prix d'achat des intrants agricoles, le prix moyen de vente des céréales sur le marché, les paramètres de la relation entre la productivité du travail et la quantité de travail agricole en fonction du niveau d'intensification, les coûts de substitution de l'énergie du bois de feu en une autre source d'énergie comme le kérosène, la part du budget qui est allouée à l'acquisition d'intrants agricoles, et enfin les deux relations qui introduisent la rétroaction de diminution du rendement de la biomasse naturelle et des rendements agricoles.

Dans le cadre de l'analyse de sensibilité du modèle, la plupart des valeurs maximales et minimales des paramètres principaux sont définies ci-dessous par la comparaison d'études de cas locales. Ces valeurs extrêmes définissent la variation «plausible» de la valeur de ces paramètres dans les pays soudano-sahéliens. L'analyse de sensibilité doit tester l'effet de cette variation sur les projections des changements d'utilisation des sols. Quand la littérature ne fournit pas ces valeurs extrêmes, la sensibilité du modèle à la valeur du paramètre est testée en augmentant ou diminuant de 10% l'estimation moyenne de ce paramètre qui est intégrée dans le modèle d'utilisation du sol. Ce facteur de 10%, déterminé arbitrairement, doit être comparé au pourcentage de variation dans les projections de l'utilisation du sol. Si une variation de 10% de la valeur d'un paramètre engendre

une variation des estimations de l'utilisation du sol de plus de 10%, ce paramètre est considéré comme sensible.

Pour la plupart des paramètres dont la valeur n'est pas discutée dans la section suivante, les valeurs maximales et minimales de l'analyse de sensibilité sont calculées en augmentant et en diminuant de 10% la valeur moyenne introduite dans le modèle. Notons néanmoins que, pour certains, la littérature fournit également des valeurs extrêmes. Par souci de cohérence avec la démarche utilisée pour les paramètres principaux, ces valeurs extrêmes sont introduites dans l'analyse de sensibilité quand elles sont disponibles. Les valeurs qui suivent font référence au calcul des indicateurs endogènes de la pression dans le système d'utilisation du sol (chap. 2). La mesure de la quantité de travail varie de 86 heures de travail/ha (RAYNAUT *et al.* 1988) à 728 heures de travail/ha (CLEAVE 1974). Ces deux valeurs permettent de recalculer les paramètres empiriques de la relation entre la quantité de travail et la fréquence de culture et de définir des bornes maximales et minimales. Le prix moyen de vente d'un kg de céréales sur le marché urbain varie à partir de 15 FCFA, qui est le prix répertorié par BONNEFOND & COUTY (1988) en 1962, c'est-à-dire au début de la période de modélisation. Etant donné qu'en vingt-trois ans ce prix a presque quadruplé, un doublement de la valeur moyenne de 50 FCFA/kg est une valeur plausible pour le maximum de ce paramètre. DTOP (1992) répertorie un coût moyen de 24 000 FCFA/an pour l'achat des intrants nécessaires pour une exploitation dans l'agriculture sénégalaise. Ce coût nous a permis de calculer les prix des intrants dans notre modèle. Ce même auteur indique des valeurs extrêmes s'élevant à 10 000 FCFA ou 50 000 FCFA dans l'acquisition des intrants par les catégories plus riches ou plus pauvres, ces valeurs nous permettant de définir les valeurs maximales et minimales du paramètre. Enfin, le rapport entre les terres pastorales et les terres cultivées dans l'allocation de la demande de terres lors de l'intensification est fixé arbitrairement à 20%. Vu son caractère arbitraire, nous estimerons la variation de ce paramètre entre les bornes maximales de 0 et 100%.

3.2.1. *Consommation alimentaire par habitant*

Les besoins alimentaires des Sahéliens sont estimés par deux méthodes différentes. La première méthode consiste à effectuer une moyenne des valeurs répertoriées par la littérature concernant la consommation soudano-sahélienne. Cette moyenne compare des estimations à des niveaux différents dans le processus allant de la production à la consommation. La deuxième méthode se base sur la demande en calories commune à tout être humain. A partir de cette valeur universelle, et connaissant la place prédominante des céréales dans l'alimentation des Soudano-sahéliens, la ration alimentaire en céréales est déduite par personne et par an. Ces deux méthodes aboutissent à deux estimations différentes des besoins alimentaires sahéliens dont la valeur moyenne est intégrée dans notre modèle de l'utilisation du sol.

3.2.1.1. Estimations des besoins céréaliers de la population soudano-sahélienne

Les études concernant l'alimentation sahélienne dans son ensemble, ou plus localement dans certains villages ou terroirs soudano-sahéliens, font état de trois catégories d'estimations: soit la production alimentaire nécessaire pour couvrir les besoins des habitants, soit la quantité de céréales dont cette population a besoin, soit la ration alimentaire réellement disponible par habitant. Les deux dernières catégories se distinguent de la première par le facteur de conversion entre la production et la consommation des céréales qui varie entre 20 et 50 % (BOLWIG 1995).

Trois auteurs calculent la ration alimentaire nécessaire à ses habitants à partir de la production vivrière soudano-sahélienne. En se référant à une consommation essentiellement basée sur le mil, LAMBIN (1988) évalue à 300 kg la production annuelle nécessaire pour couvrir les besoins alimentaires d'un habitant. RAYNAUT (1985), dans son étude du terroir de Maradi au Niger, établit que 250 kg de production au champ sont nécessaires pour assurer la subsistance d'une personne pendant une année. Pour BOLWIG (1995), il faut produire 375 kg de céréales par habitant, en tenant compte des pertes inévitables entre la quantité de production et la quantité consommable.

Compte tenu que les céréales, et plus particulièrement le mil et le sorgho, sont majoritaires dans l'alimentation sahélienne (DELGADO 1991), certains auteurs calculent la consommation théorique en céréales, ou le besoin en grain par habitant. Les estimations du pourcentage moyen de la ration alimentaire couvert par les céréales varient entre 83 % (FAO 1998) et 90 % (BOLWIG 1995). GUEYMARD (1985) rapporte la norme de la FAO de 180 kg de céréales nécessaires par an et par habitant. BOLWIG (1995) signale la même valeur exprimée par Norman *et al.* en 1979, et des valeurs de 200-250 kg/hab. calculées par Rasmussen et Reenberg en 1993. BOULIER & JOUVE (1990) estiment les besoins en consommation à 200 kg/hab./an. NETTING *et al.* (1993) notent que cette consommation théorique de grain s'élève à 165 kg selon Hill en 1972, et 145 kg selon Simmons en 1976. Ces valeurs faibles supposent que d'autres ressources animales et fruitières complètent l'alimentation. Ce complément varie selon les régimes alimentaires de la région: de 35 % par exemple chez des pasteurs (PICARDI & SEIFERT 1976, USED 1985) à 10% dans certains villages d'agriculteurs (CLAUDE *et al.* 1991). Bien que les céréales dominent la ration calorique des paysans sahéliens, elles ne suffisent pas nécessairement à leur subsistance. Pourtant, souvent dans les faits, aucun complément ne peut être apporté et, par conséquent, l'alimentation est déséquilibrée.

Plusieurs études évaluent la ration céréalière effectivement consommée. Pour CLAUDE *et al.* (1991), dans la mare d'Oursi au Burkina Faso, cette ration s'élève à 230 kg/hab./an. Pour LOMBARD (1989), au Sénégal, la ration moyenne nationale est de 152 kg/hab./an, alors que les Serers consomment jusqu'à 170 kg de mil/hab./an. Mais l'estimation de la consommation céréalière moyenne est particulièrement difficile. Dans une autre étude, ce même auteur évalue la consommation céréalière des Serers à 200-220 kg de mil/hab./an (LOMBARD 1987). Le

bilan du développement économique des pays du CILSS édité par l'USED (1985) estime les rations céréalières spécifiques aux différents pays de la région soudano-sahélienne. Les habitants burkinabés, maliens, nigériens et sénégalais consomment respectivement 202 kg, 189 kg, 250 kg, et 198 kg de céréales. Mais cette étude signale que la ration moyenne sahélienne de 197 kg/an révèle un manque de 70 kg par rapport à la demande calorique. Selon cette étude, la demande calorique s'élèverait à 267 kg/hab./an. En considérant un facteur de conversion de 30 % entre la consommation et la production, une consommation moyenne de 197 kg/an/hab. correspond à une production de 300 kg/hab.

En considérant ces différentes estimations et selon le principe de l'utilisation exclusive des céréales pour couvrir les besoins alimentaires de la population, la moyenne annuelle des besoins de mil et sorgho pour un habitant de la région soudano-sahélienne vaut environ 300 kg/hab./an.

3.2.1.2. Demande calorique journalière convertie en besoins vivriers

La deuxième méthode détermine les besoins vivriers des Sahéliens par le calcul de la demande calorique moyenne. Cette notion varie en fonction des classes d'âge, du type d'efforts fournis mais également des différences physiologiques individuelles. Néanmoins, des moyennes annuelles sont calculées par les organismes internationaux qui étudient la santé tels la Banque Mondiale, la FAO (*Food and Agriculture Organization*) et l'OMS (*Organisation mondiale pour la Santé*). Ces valeurs établissent le minimum calorique qui devrait être assuré à tout individu. Nous partirons donc de ce minimum pour calculer le nombre de kilogrammes de céréales nécessaires pour couvrir la demande calorique.

Selon les différentes références reprises dans le tableau 5 ci-dessous, l'estimation de l'apport calorique minimal par individu varie de 1 800 à 2 470 kcal/personne.

Tableau 5

Estimations de l'apport calorique quotidien minimal par individu

1 840 kcal et 1 920 kcal/pers./jour	LEE <i>et al.</i> 1988
2 182 kcal/pers./jour	SECKLER 1998
2 250 kcal/pers./jour	SECKLER 1998
2 350 kcal/pers./jour (BM)	UVIN 1992
2 470 kcal/pers./jour	Banque Mondiale 1989
2 200 kcal/pers./jour (FAO)	USED 1985
2 240 kcal/pers./jour	CLAUDE <i>et al.</i> 1991
2 280 kcal/pers./jour (WHO)	REARDON <i>et al.</i> 1988

Le pouvoir calorique du mil et du sorgho, la part de la ration alimentaire couverte par ces denrées et les facteurs de conversion entre la production et la consommation des céréales sont des données nécessaires au calcul de la production céréa-

lière qui satisfait la demande calorique minimale. Le pouvoir calorique des céréales majoritaires en Afrique sahélienne, c'est-à-dire le mil et le sorgho, est estimé à 3 500 kcal/kg par le Mémento de l'agronome (Ministère de la Coopération 1984). En considérant que 1,3 à 2,6 millions de kcalories sont produites par ha (selon JONES 1959 cité par Turner II et al. 1977) et que le rendement moyen en mil/sorgho s'élève à 600 kg/ha (PIERI 1989, Ministère de la Coopération 1984), la valeur de pouvoir calorique varie entre 2 167 kcal/kg et 4 333 kcal/kg. La moyenne de ces deux valeurs (3 250 kcal/kg) confirme l'estimation de 3 269 kcal/kg utilisée par BOLWIG (1995) dans ses calculs de la production nécessaire à la satisfaction des besoins. Cet auteur estime à 20% les pertes de production de grains dues au décorticage, au gaspillage et au retrait des quantités de graines pour la plantation suivante. Mais il considère cette valeur comme sous-estimée en faisant référence à des pertes s'élevant à 50% pour le rapport HFK en 1993, et à 30% pour Toulmin en 1992.

Le calcul du nombre de kilos de céréales produites nécessaires pour couvrir les besoins caloriques d'un habitant se base sur la valeur moyenne de l'ensemble des estimations du tableau 5. Cette valeur de 2 240 kcal/hab./jour est une valeur répertoriée par CLAUDE *et al.* (1991) dans la région. Le calcul prend également en compte l'estimation de 3 340 kcal/kg, moyenne des pouvoirs caloriques répertoriés pour le mil et le sorgho. En considérant que les céréales sont souvent le seul aliment des ménages soudano-sahéliens, et que les pertes en grain s'élèvent à un tiers de la production, la ration alimentaire annuelle minimale en nombre de kilos de mil et sorgho s'élève à environ 360 kg/hab./an.

$$\left(\frac{2,240 \text{ kcal/hab.}}{3,340 \text{ kcal/kg}} \right) * 365 * \frac{3}{2} \cong 360 \text{ kg/hab.}$$

Les deux méthodes donnent des résultats légèrement différents. Dans le modèle, la production de céréales nécessaire pour couvrir les besoins alimentaires est de 300 kg/hab./an. Cette estimation est une moyenne des estimations les plus faibles provenant d'études de cas et du calcul de la ration alimentaire qui fournit la valeur la plus élevée. Elle correspond aux estimations de la plupart des auteurs, compte tenu des compléments de la ration alimentaire et du facteur de perte lors de la transformation. Les tests de sensibilité à ce paramètre oscilleront entre les bornes de 180 et 400 kg de céréales par habitant et par an.

3.2.2. Consommation en biomasse par tête de bétail

Afin d'évaluer la pression du bétail sur la végétation naturelle sahélienne, nous estimons les besoins en biomasse du troupeau. La quantité de matière végétale ingérée est exprimée en tonnes par an, en prenant comme base de calcul la matière

sèche indispensable à l'alimentation d'une tête de bétail. La part ingérée dans la quantité de biomasse produite tient compte de la qualité de la biomasse, du temps de parcours, de la gestion des pâturages et des compléments à l'alimentation naturelle.

La norme de consommation de matière sèche est de 6,25 kg/jour pour un UBT (BOUDET 1976, PENNING DE VRIES & DJITEYE 1982, Ministère de la Coopération 1984, BOUDET 1991, CLAUDE *et al.* 1991) ou de 2,5 à 3 % du poids de l'animal, c'est-à-dire de 6,25 à 7,5 kg (DE LEEUW & TOTHILL 1993). L'Unité de Bétail Tropical (UBT) ou *Tropical Livestock Unit* (TLU) correspond à 250 kg de poids vif, ce qui équivaut à un bovin de taille moyenne.

La matière sèche consommable s'élève à 33 % de la biomasse qui peut être extraite des pâturages soudano-sahéliens. Dans une étude datant de 1978, Toutain et Lhoste signalent ce rapport d'un tiers de pâturage consommable (PENNING DE VRIES & DJITEYE 1982, TOUTAIN 1979). Dans son «Manuel sur les pâturages tropicaux et les cultures fourragères», BOUDET (1975) estime que le bétail ne prélève qu'un tiers de la biomasse naturelle disponible au cours de son parcours. D'autres références (BOUDET 1976, Ministère de la Coopération 1984, LAMBIN 1988, GROTEN 1991a) font état de ce facteur d'utilisation qui tient compte, d'abord du couvert herbacé à maintenir afin de lutter contre l'érosion, ensuite des pertes par piétinement, et enfin des refus d'éléments non adaptés. Les valeurs d'utilisation pastorale suivantes restent dans le même ordre de grandeur que ce rapport d'un tiers. PENNING DE VRIES & DJITEYE (1982) estiment ce facteur d'utilisation à 35 %. BEHNKE Jr. & SCOONES (1993) citent la définition de la FAO (1988), le *proper use factor* est la proportion maximale de fourrage consommé sans détériorer la pâture. Ce facteur varie entre 30 et 45 %. DE LEEUW & TOTHILL (1993) distinguent trois multiplicateurs: l'efficacité de consommation, les pertes de fourrage par piétinement ou décomposition et l'utilisation efficiente ou *proper use*. Ces auteurs font référence à d'autres auteurs pour estimer le facteur d'utilisation à 30 % dans une étude éthiopienne de Cossins et Upton en 1987, et à 45 % pour Van Wijngaarden en 1985.

Mais cette valeur doit encore être relativisée, car en général la biomasse naturelle n'est pas la seule alimentation du troupeau. PIERI (1989) calcule un rapport entre la biomasse naturelle et la biomasse ingérée totale. Selon cet auteur, une unité de gros bétail exploite 1 ha par mois de saison sèche, c'est-à-dire 3 ha/an, mais en raison de l'ingestion de résidus de cultures, il ramène cette valeur à 2 ha/an, d'où un rapport de 2/3.

Considérant qu'il existe trois fois plus de biomasse disponible dans la nature que de matière sèche réellement consommable par le bétail et en intégrant les résidus de culture dans l'alimentation, la matière sèche nécessaire pour un UBT est estimée à 4,6 t par an. Cette valeur est introduite dans le modèle de l'utilisation du sol en région soudano-sahélienne. Les tests de la sensibilité du modèle à la valeur de ce paramètre la feront varier de plus ou moins 10 %, et donc de 4,14 à 5,06 t/an.

3.2.3. Consommation en bois de feu par habitant

Alors que le bois ne représente que 5,4% de l'énergie consommée dans le monde, dans les pays du Tiers-Monde, les sources majoritaires d'énergie sont le bois et le charbon de bois. En Afrique, la part représentée par le bois dans la production d'énergie correspond à 60%. Dans certains pays africains défavorisés, tels les pays sahéliens, la consommation de bois couvre environ 90% de la demande énergétique du pays (CTFT 1989, ARMITAGE & SCHRAMM 1989, USED 1985). Ces Etats sont confrontés à une pénurie de bois et donc à une crise énergétique. En général, la concentration des besoins dans les grandes villes crée un déséquilibre spatial dans cette crise. Il est primordial de spécifier non seulement les besoins des habitants en bois de feu, mais également la productivité des formations ligneuses, qui est le paramètre suivant.

Dans la littérature, les estimations de consommation sont exprimées soit en volume de bois de feu moyen par localité, région ou pays, soit en kilos de charbon de bois, soit encore en nombre d'hectares de forêts. Ces valeurs sont converties en m^3 à l'aide des chiffres de poids et volume de bois de chauffage extraits du Mémento du forestier (CTFT 1989): $750 \text{ kg}/m^3$ et $0,65 \text{ m}^3/\text{stère}$. Ces conversions permettent de comparer les estimations et de définir les valeurs moyennes de consommation rurale et urbaine en bois de feu de notre modèle.

A l'échelle de la région soudano-sahélienne, la consommation en bois de feu varie entre 0,7 et $1 \text{ m}^3/\text{an}$, avec un niveau minimum de 1 kg de bois de feu par jour (LAMBIN 1988), et 0,5 à $1,2 \text{ m}^3/\text{an}$ selon une étude régionale FAO – CTFT (BAILLY *et al.* 1982, cité par PIERI 1989). La moyenne de ces échelles de valeur est de $0,85 \text{ m}^3/\text{an}$. En termes d'espace de couvert végétal, les besoins énergétiques d'un habitant peuvent être satisfaits par 0,2 ha de forêt (PIERI 1989), mais selon Grainger, en 1986, 0,1 ha suffit (LAMBIN 1994). Mais la conversion de cette surface en m^3 intègre la notion de productivité de la formation ligneuse qui est un autre paramètre du modèle. La littérature distingue également les valeurs de consommation en bois de feu urbaines et rurales. La consommation de bois de feu dans un village sahélien s'élève, selon le Mémento du forestier (CTFT 1989), à $0,65 \text{ m}^3/\text{hab./an}$. Par contre, les consommations urbaines sont de l'ordre de 1 à $2 \text{ kg}/\text{hab./jour}$, c'est-à-dire $0,49$ à $0,97 \text{ m}^3/\text{hab./an}$ (CTFT 1989). Dans le bilan du développement économique des pays du CILSS (USED 1985), les consommations nationales sont $0,7 \text{ m}^3/\text{hab./an}$ pour le Burkina Faso, $1 \text{ m}^3/\text{hab./an}$ pour le Mali, $0,5 \text{ m}^3/\text{hab./an}$ au Niger. Pour le Sénégal, cette étude distingue la consommation rurale de $0,6 \text{ m}^3/\text{hab./an}$ et la consommation urbaine de $0,9 \text{ m}^3/\text{hab./an}$. Le modèle intègre les valeurs moyennes régionales de $0,65 \text{ m}^3/\text{hab./an}$ en milieu rural et de $0,85 \text{ m}^3/\text{hab./an}$ en milieu urbain, avec une variation entre les extrêmes répertoriés à $0,5$ et $1 \text{ m}^3/\text{hab./an}$ pour les tests de sensibilité de ce paramètre.

A titre de comparaison, le charbon de bois est exclusivement utilisé dans les villes de la région soudano-sahélienne. Parfois, il devient le combustible principal, comme c'est le cas à Dakar où la consommation de charbon de bois s'élève à

95 kg/hab./an. Pour des familles n'utilisant que le charbon de bois, l'USED (1985) rapporte des valeurs de consommation s'élevant à 250-300 kg/an. Pour un même besoin énergétique, le charbon de bois exige une récolte forestière deux à trois fois supérieure à celle du bois de feu. Les valeurs précédentes, converties en m³ de bois sur pied, varient de 0,38 à 1,2 m³/hab./an. Il est particulièrement difficile de distinguer la part du charbon de bois de celle du bois de feu dans les consommations urbaines de chaque ménage, ceux-ci choisissant l'un ou l'autre des moyens énergétiques. Cette consommation de charbon de bois est négligée dans la version actuelle du modèle.

3.2.4. Productivité de l'espace boisé

Comme signalé ci-dessus dans l'analyse de la consommation énergétique, le bois de feu est primordial dans l'équilibre énergétique sahélien. Malheureusement, la croissance et la concentration de la demande énergétique pourraient dépasser la capacité de régénération des formations ligneuses. Beaucoup d'auteurs parlent de surexploitation du bois (USED 1985, CTFT 1989, PIERI 1989). Les références quantitatives mesurant la productivité ligneuse la distinguent selon la pluviométrie, la densité et le type de couvert. Mais ces trois critères sont étroitement liés, la couverture étant plus dense dans le sud de l'Afrique de l'Ouest, là où la pluviométrie est la plus importante, et inversement. La valeur de production intégrée dans le modèle correspond donc à une couverture régionale moyenne. Dans une étape ultérieure de désagrégation régionale du modèle, la relation entre la pluviométrie et la productivité (tab. 6) pourrait caractériser des écosystèmes différents au sein de la région soudano-sahélienne (chap. 5).

Tableau 6

Variation de la productivité en m³/ha/an des formations ligneuses avec la pluviométrie

Pluviométrie en mm	500	600	700	800	900	1000	1100	1200	1300	1400	1500	1600	Moyenne 500-1300
Productivité (CTFT 1989)	0,32	0,44	0,58	0,74	0,93	1,13	1,36	1,61	1,88	2,17	2,49	2,82	0,9989
Pluviométrie en mm	< 300		300 << 600			500 << 600		700 << 800		600 << 800		> 800	
Productivité selon Pain (YUNG & BOSC 1992)	0,05 à 0,1		0,1 à 0,5			0,32		0,44		0,5 à 1		0,58	

L'étude FAO – CTFT (BAILLY *et al.* 1982, cité par PIERI 1989), à laquelle nous nous sommes référés pour la consommation en bois de feu, estime que la productivité en bois de la végétation naturelle de la zone soudano-sahélienne varie de 0,1 à 0,5 m³/ha/an. Ces valeurs de productivité sont valables pour un pourcentage de couverture du sol inférieur à 40%. Elle varie de 0,5 à 1 m³/ha/an dans

les savanes boisées dont le pourcentage de couverture égale 40 à 80%. En résumé, cette étude fixe à 0,1 m³/ha/an la productivité dans les champs et à 0,75 m³/ha/an celle des savanes (PIERI 1989). YUNG & BOSC (1992) citent les mesures de Gaston, qui estime la productivité de quelques dizaines de kg dans le nord à 2 t/ha dans le sud. Convertie en m³ selon le taux de conversion du Mémento du forestier (CTFT 1989), cette productivité varie entre 0,2 et 2,5 m³/ha/an. LAMBIN (1988) confirme cette échelle de variation avec des bornes de 0,1 et 2 m³/ha/an dans des conditions de pourcentage moyen de couverture du sol. De cette fourchette de productivité, il établit une valeur moyenne de 0,75 m³/ha retenue pour être intégrée dans le modèle. Les tests de sensibilité à ce paramètre sont effectués entre les bornes de 0,1 et 2 m³/ha/an.

Localement, des études signalent des valeurs de productivité nettement plus élevées. VAN LAVIEREN & VAN WETTEN (1990) évaluent une production annuelle de 5,33 m³/ha comme valeur de régénération moyenne de la biomasse ligneuse en une année au Sénégal (HOROWITZ & SALEM-MURDOCK 1993). La productivité annuelle est estimée par le Mémento du forestier à 3,25 m³/ha/an (CTFT 1989). Ces productivités correspondent à des productions de biomasse dans des conditions idéales de pluviométrie et de sols. On peut donc difficilement les considérer comme valeurs moyennes sahéliennes.

3.2.5. Capacité de charge des pâturages sahéliens

Certains auteurs tentent de déterminer le nombre d'hectares nécessaire pour alimenter le bétail. Cette superficie est également appelée «capacité de charge». Contrairement à la productivité de l'espace pastoral déterminée ci-dessous, la capacité de charge est intégrée dans le modèle comme un seuil au-delà duquel la productivité des pâturages est affectée par l'effectif du troupeau. Cette notion de capacité de charge comprend non seulement une estimation de la productivité, mais également une notion de limite à l'augmentation de l'effectif de bétail. Pouvant être distinguées selon des facteurs tels que les zones écoclimatiques, le système d'exploitation du troupeau ou la mobilité de celui-ci, les valeurs de capacité de charge moyenne exprimées en ha/UBT dans la région soudano-sahélienne sont relevées afin de définir la valeur à intégrer dans le modèle. Cité par THEBAUD (1990), Receveur estimait qu'en 1975 au Niger la charge maximale par tête de bétail était de 5 ha. Le Mémento de l'agronome évalue les besoins alimentaires à 5 ou 6 ha de jachère pour un bœuf de 300 kg, c'est-à-dire 4 ou 5 ha pour 1 UBT (Ministère de la Coopération 1984). BOUDET (1976) prend comme référence moyenne une capacité de charge de 10 ha/UBT. En prenant en compte la qualité du fourrage et d'autres facteurs, comme la mobilité du troupeau, PENNING DE VRIES & DIITEYE (1982) distinguent deux capacités de charge selon la pluviométrie annuelle: 8 ha/UBT en année sèche et 3,5 ha/UBT en année normale. Les capacités de charge réellement mesurées dans la région présentent des valeurs nettement

moins élevées variant de 2 ha/UBT (HOROWITZ & SALEM-MURDOCK 1993) à 1,25 ha/UBT (BOULIER & JOUVE 1990). BARTELS *et al.* (1993) parlent d'un niveau de tolérance du dépassement de la capacité de charge s'élevant à 200%. Le choix de la valeur de capacité de charge à introduire dans notre modèle doit intégrer cette notion de tolérance, mais aussi l'adaptation des pasteurs par la transhumance, et prendre comme base pluviométrique une année normale et non une année sèche afin, tel que l'exprime SANDFORD (1982), de minimiser le taux de sous-pâturage. Ces critères rapprochent l'estimation de la capacité de charge aux valeurs réelles. La charge maximale réelle de 1,25 ha/UBT répertoriée par BOULIER & JOUVE (1990) servira de référence dans l'analyse du taux d'exploitation de notre modèle et dans la détermination du surpâturage.

3.2.6. *Maintien de la productivité de l'espace agricole par la jachère*

De nombreux auteurs ont étudié la jachère et les mécanismes de productivité agricole et de maintien de la fertilité. Les paysans sahéliens ont toujours exploité la terre de manière extensive et le repos des espaces cultivés s'est pratiqué de tout temps. Il est important de quantifier la place des jachères dans l'agriculture sahélienne. Le modèle simule l'effet de la disparition de ce processus sur la fertilité des terres. Dans ce paragraphe se différencient les références qui font état de la situation réelle de la jachère dans la région soudano-sahélienne et les références qui estiment un pourcentage de jachère recommandé pour maintenir le niveau de fertilité.

Plusieurs études mesurent les terres en jachère, à l'échelle nationale, régionale et locale, et nous fournissent des informations sur le repos et donc la fertilité des terres soudano-sahéliennes. Selon BOSERUP (1970), la culture à jachère forestière est observée dans seulement 20% de l'occupation du sol dans la région soudano-sahélienne. BOULIER & JOUVE (1990) constatent que deux ou trois années de culture sont suivies par dix ans de jachère au mieux, et quatre ou cinq ans dans la plupart des cas. Une étude FAO – PNUE en 1980 (citée dans CTFT 1989) récapitule, au niveau national, le rapport entre les terres en jachère et l'ensemble productif – improductif en 1985 qui s'élève à 0,7 au Burkina Faso, 0,3 au Mali, 1,2 au Niger, et 0,2 au Sénégal. Au niveau local, différentes études évaluent aussi le pourcentage des terres au repos. Dans l'Arbinda au Burkina Faso, il existe un rapport de 1 entre les surfaces «à l'abandon» (plutôt qu'en jachère) et les surfaces cultivées (DUPRE & GUILLAUD 1988). Au Yatenga, MARCHAL (1977) fait état de 33% de cultures permanentes. Au Sénégal, en territoire Sob en 1967, LERICOLLAIS (1970) mesure 111 ha de jachères sur les 535 ha utilisés, on en déduit un pourcentage de 20%. Dans le même pays, GASTELLU (1988) parle de deux tiers du territoire mis en culture et un tiers en jachère pâturée avec fumure animale. Au Niger, RAYNAUT (1985) fait état d'un taux d'occupation agricole de 46,4% en 1974 et confirme ces chiffres en faisant appel à des études sur Zinder et Dosso.

Le même auteur détermine le pourcentage de jachères dans chaque terroir et chaque village de la région nigérienne étudiée (RAYNAUT 1985, 1988). A Ba Dugu Djoliba, dans la vallée du Niger au Mali, TURNER *et al.* (1977) citent un rapport de superficies valant 1,8 en jachère pour 1 en culture.

Certains auteurs font référence aux processus agricoles pour classifier le pourcentage des terres en jachère nécessaire pour régénérer le sol en région soudano-sahélienne. Etant donné que la démarche de modélisation choisie correspond à une différenciation des processus d'intensification agricole, le résultat moyen de leurs classifications est la valeur intégrée dans la détermination du taux de jachère du modèle. RUTHENBERG (1976) distingue trois types de systèmes agricoles selon le pourcentage de terres en jachère. Ce qu'il appelle «R» correspond à un rapport entre le nombre d'années de cultures et la durée totale du cycle, le tout multiplié par 100. Dans ce calcul, la durée du cycle correspond à la somme des années de jachère et des années de culture. Le système de culture itinérante possède un R inférieur à 33 %, les systèmes agricoles avec jachère se situent entre 33 et 66 % de R et la culture permanente se caractérise par des valeurs de R supérieures à 66 %. Les systèmes sahéliens correspondent à la seconde classe où le rapport entre les terres en culture et celles en jachère est de 1:2. TURNER *et al.* (1977) font la distinction entre les systèmes extensifs où le rapport entre la culture et les jachères est de 1:20, les systèmes semi-permanents avec un rapport de 1:1, et les systèmes intensifs avec un rapport de 1:0. A côté de ces classifications, d'autres auteurs avancent des normes de temps de jachère nécessaire à la reconstitution de la fertilité. Pour CLAUDE *et al.* (1991), quatre à cinq ans de culture doivent être suivis par une durée analogue de repos. Pour Carreau et Nicou (1971, cités par PIERI 1989), il faut dix ans de jachère, sinon il n'y a aucune amélioration des rendements consécutive au repos. Pour PIERI (1989), l'espace cultivable doit être trois à quatre fois supérieur à l'espace cultivé, afin de maintenir la fertilité de la terre. La densité est donc de 33 % de superficies cultivées dans la superficie agricole totale. En accord avec les recommandations de Pieri et celles de GUYER *et al.* (1993), le rapport de 1:2 établi par RUTHENBERG est intégré dans le modèle. Par contre, les propositions de TURNER *et al.* (1977) et CLAUDE *et al.* (1991) caractérisant le système intensif sont utilisées pour établir la borne inférieure des tests de sensibilité de ce paramètre. La borne supérieure de 1:3 provient de l'estimation de PIERI (1989) de trois années de jachère pour un an de culture.

3.2.7. Productivité de l'espace pastoral

La productivité en biomasse naturelle des pâturages de la région soudano-sahélienne varie en fonction de la pluviométrie et en fonction des caractéristiques biophysiques du sol. Après avoir répertorié les valeurs moyennes de la productivité des pâturages, le modèle intègre une relation statistique qui mesure la productivité en fonction de la pluviométrie.

La plupart des sources s'accordent sur l'influence de la pluviométrie dans la production de biomasse naturelle dans la région soudano-sahélienne. Cette biomasse est évaluée en tonnes de matière sèche (MS). BOUDET (1976) évalue la moyenne de biomasse produite dans les pâturages de la région soudano-sahélienne (300-400 mm) à 1,5 t/ha/an. Cité par BOUDET (1976), Toutain, dans une étude de l'IEMVT au Burkina Faso, a répertorié la production de MS en 1974 et en 1975 en fonction de la pluviométrie. En 1974, avec une pluviosité de 422 mm/an, la MS récoltée était de 2 t/ha, et en 1975, avec 322 mm/an de pluie, seulement 0,2 t/ha. BREMAN & DE WIT (1983) associent une valeur moyenne de productivité en MS de 2 t/ha à une pluviosité de 500 mm. RETAILLE (1984) estime la productivité de MS à 1 t/ha pour une année normale avec 250 mm de pluie. Selon des enquêtes et interviews locales, LAMBIN (1988) établit une échelle de variation de productivité de 1 à 1,5 t de MS/ha/an. GROTEN (1991a) analyse treize sites sahéliens entre 1984 et 1988 et détermine une productivité moyenne de biomasse de 1,2 t de MS/ha/an. Le tableau 7 détermine une variation catégorique de la productivité en fonction de la pluviométrie dans la région soudano-sahélienne selon deux références différentes.

Tableau 7

Variation de la productivité en fonction de la pluviométrie

Pluviométrie (mm)	200	300	500
Productivité en t/ha (PENNING DE VRIES & DJITEYE 1982)	0,4-0,8	1,6-2,2	1,3
Productivité en matière sèche en t/ha (PENNING DE VRIES & DJITEYE 1982)	0,3-0,4	1,6	0,9
Pluviométrie (mm)	< 200	200 < < 400	400 < < 600
Productivité en matière sèche en t/ha (BOUDET 1976)	0,4-0,5	1	1,5

Beaucoup d'auteurs affirment que «chaque millimètre de pluie produit au niveau de la végétation 1 kg/ha de matières sèches consommables par an» (LE HOUEROU & HOSTE 1977, BONFIGLIOLI 1991). BOUDET (1979), quant à lui, mesure 2,5 kg de matières sèches à l'hectare par millimètre de pluie, en faisant l'hypothèse d'un pâturage non-dégradé. Afin d'avancer des arguments en faveur de la relation linéaire entre pluviosité et biomasse, LUNDHOLM (1976) cite l'étude de Wagner qui établit également une relation linéaire entre la production primaire en kg/ha et les précipitations annuelles en Amérique du Nord. Dans la mare d'Oursi, SICOT (1989) calcule la productivité annuelle de matière sèche herbacée en fonction de la pluviométrie ($Q \text{ (g/m}^2\text{)} = 0,216 P_m \text{ (mm de pluie/an)} + 13,5$). Nous retiendrons les paramètres de production de MS établis par BREMAN & DE WIT (1983) à partir de mesures de terrain à 200 mm, 0,9 t/ha et à 1 000 mm, 3,9 t/ha.

Si la pluviométrie a une très grande influence sur la production des pâturages soudano-sahéliens, plusieurs auteurs estiment que le sol et ses potentialités productives (taux d'infiltration et composition en nutriments minéraux tels l'azote et le phosphate) sont une contrainte plus importante de la productivité des terres pastorales (BREMEN & DE WIT 1983, PENNING DE VRIES & DJITEYE 1982). CLAUDE *et al.* (1991) distinguent les valeurs de production moyenne dans les bas-fonds à 2,5 t/ha, dans les sables et les bas-fonds dégradés à 1 t/ha et dans les glacis à 0,55 t/ha. Encore plus localement, ces mêmes auteurs établissent une valeur moyenne de productivité sur tout le bassin versant de la mare d'Oursi de 1,11 t/ha/an (entre 1974 et 1980). Ces informations locales et écologiques relativisent la valeur de productivité moyenne mais ne peuvent être prises en compte dans un modèle régional sans nécessiter un apport de données incompatible avec notre objectif. D'autre part, le modèle n'étant pas spatialement explicite, il ne prend en compte que des caractéristiques moyennes pour les sols.

3.2.8. Productivité de l'espace agricole

Comme pour la végétation naturelle, les rendements des cultures sahéliennes sont étroitement liés à la pluviométrie. «Les risques hydriques encourus sont l'échec à l'implantation par manque d'eau, l'inadéquation du cycle phénologique aux réserves hydriques du sol et les déficits hydriques graves rendant caducs les mécanismes de régulation biologique» (SICOT 1989). Plusieurs auteurs traitent de la relation entre la production agricole, ou plus précisément le rendement des cultures, et la pluviométrie (VOSSEN 1988, GROTEN 1991b, ELLIS & GALVIN 1994, LARSSON 1996). Dans une étude de cas au Botswana, VOSSEN (1988) établit la relation agrométéorologique entre la production des quatre principales cultures traditionnelles -Py- et la pluie -Ry- ($Py = 135,3 + 2,5 \cdot Ry$). Dans cette formule, la production totale de ces cultures est exprimée en pourcentage par rapport à la moyenne de 1980 à 1985 et la pluviométrie est issue d'un calcul d'anomalie. ELLIS & GALVIN (1994) définissent des lignes de variété de culture en mettant en relation la pluviométrie et les conditions de croissance au cours de la saison. LARSSON (1996) étudie l'interrelation entre le sorgho, le millet ou le sésame et la pluie dans la province de Kassala au Soudan. Les taux de corrélation sont particulièrement élevés et significatifs. SICOT (1989) fixe les paramètres de la relation entre le rendement de biomasse des cultures et la pluviométrie dans la mare d'Oursi au Burkina Faso. A partir de cette formule, il déduit des rendements en grain suivant des rapports d'allométrie particuliers à chaque culture. La productivité annuelle de matière sèche herbacée en g/m^2 est une fonction de la pluviosité annuelle en mm ($Q = 0,216 P_m + 13,5$). L'étude de GROTEN (1991b) établit une relation régionale entre le rendement en mil exprimé en kg/ha et la pluviométrie en mm ($E = 0,91 \cdot N$). Choisie pour sa simplicité et le caractère régional annoncé par l'auteur, cette relation est intégrée dans notre modèle.

3.3. ANALYSE DE LA SENSIBILITE DU MODELE A LA VARIATION DE SES PARAMETRES

3.3.1. Méthodologie

La section précédente a fait référence à la littérature qui a étudié quantitativement l'utilisation du sol en Afrique de l'Ouest. La comparaison de ces études de cas a permis l'estimation de la valeur moyenne de chaque paramètre du modèle représentant l'utilisation du sol au Burkina Faso. Pour chacun de ces paramètres, la section suivante teste la sensibilité du modèle dans les projections de l'utilisation du sol lors d'une variation de sa valeur moyenne. Cette analyse de sensibilité compare quantitativement les changements, d'une part dans la valeur d'un paramètre, et d'autre part dans les projections de l'utilisation du sol quand le modèle intègre la modification dans la valeur du paramètre. Si la modification dans les simulations est supérieure à la modification de valeur du paramètre ou si les estimations de l'utilisation du sol sont très différentes des estimations moyennes, ce paramètre est considéré comme sensible. Le tableau 8, ci-dessous, récapitule les valeurs moyennes des paramètres intégrés dans le modèle SALU pour le Burkina Faso et les valeurs maximales et minimales de l'analyse de sensibilité.

L'analyse des modifications dans les projections du modèle, pour lesquelles la valeur moyenne d'un paramètre est remplacée par sa valeur extrême, se fait en deux étapes. La première étape analyse les changements au moyen de différents indices agrégés. Ceux-ci résument les changements dans les projections annuelles, sur toute la période de 1961 à 2015, pour les six utilisations du sol (végétation naturelle pour l'extraction du bois de feu, terres pastorales, superficies des cultures de subsistance, superficies des cultures vendues sur le marché, terres en jachère et terres inutilisées). Dans la deuxième étape de l'analyse, la sensibilité des paramètres mise en évidence par la plupart des indices agrégés est analysée plus précisément au cours du temps, pour les différentes utilisations du sol et pour les sous-systèmes du modèle. En plus de l'intérêt méthodologique de cette analyse de sensibilité, l'effet de la modification de la valeur de certains paramètres sur les indicateurs endogènes de la pression dans le système permet de mieux comprendre les liens de cause à effet dans les processus de changement d'utilisation du sol dans la région soudano-sahélienne.

3.3.1.1. Indices agrégés des différences annuelles dans les projections des utilisations du sol

Cinq indices résument, au cours du temps et pour les différentes utilisations du sol, les changements pour chaque projection du modèle intégrant respectivement la valeur maximale et la valeur minimale des vingt et un paramètres du modèle.

Le premier indice calcule un taux de changement annuel sur toute la période de simulation, pour chaque utilisation du sol et pour chaque modification de

Tableau 8

Valeurs des paramètres du modèle SALU appliqué au Burkina Faso et valeurs extrêmes de l'analyse de sensibilité du modèle

Notation	Paramètres	Valeur dans SALU et dimension	Valeurs extrêmes issues de la littérature		Valeurs extrêmes définies par un incrément de 10%	
			Maximum	Minimum	Maximum	Minimum
BiomC	Consommation de biomasse par UBT	4,6 t/equiv. UBT/an			5,06	4,14
BiomPéa	Intercepte de la relation entre la pluviométrie P et la productivité de biomasse BiomPé	0,15			0,165	0,135
BiomPéb	Pente de la relation entre la pluviométrie et la productivité de biomasse BiomPé	0,00375			0,004125	0,003375
BiomPéba	Intercepte de la relation entre l'augmentation de productivité de biomasse BiomPéb et le surpâturage	0,00375			0,004125	0,003375
BiomPébb	Pente de la relation entre l'augmentation de productivité de biomasse BiomPéb et le surpâturage	-0,0003125			-0,00028125	-0,00034675
Budget CC	Part du budget allouée aux inputs Capacité de charge	13 % 1,25 ha/UBT			23 % 1,375	3 % 1,125
CerealP	Prix moyen au marché du mil et du sorgho	50 FCFA	10 (+70%) 100 (+100%)	15 (-70%)	55	45
FC ₁₉₆₁	Fréquence de culture FC en 1961	2 ans de jachère/3	3 (+350%)	0,5 (-25%)	2,2	1,8
CultRb	Pente de la relation entre la pluviométrie et les rendements des cultures CultR	0,91			1	0,82
Δ_c CultRa	Intercepte de la relation entre la pente du rendement des cultures CultRb et la dégradation des sols Deg	1			1,1	0,9
Δ_c CultRb	Pente de la relation entre la pente du rendement des cultures CultRb et la dégradation des sols Deg	-0,05			-0,045	-0,055
CerC	Consommation alimentaire par habitant	300 kg/hab./an	400 (+33%)	180 (-40%)	330	270
BoisC _{nr}	Consommation rurale de bois de feu par habitant	0,65 m ³ /hab./an	1 (+54%)	0,5 (-23%)	0,715	0,585
BoisC _{urb}	Consommation urbaine de bois de feu par habitant	0,85 m ³ /hab./an	1 (+18%)	0,5 (-41%)	0,935	0,765
BoisS	Coût de substitution du bois de feu	66 857 FCFA/m ³			73543	60171
IntrantP	Prix des inputs	5 333 FCFA/ha			11111	2222
TravailQéa	Intercepte de la relation entre la quantité de travail LabourQya agricole TravailQé et la fréquence de culture TravailQé	35/6	9,92 (+70%)	3 (-49%)	6,41666667	5,25
TravailQéb	Pente de la relation entre la quantité de travail LabourQyb agricole TravailQé et la fréquence de culture TravailQé	-8/3	-4 (-50%)	-4/3 (+50%)	-2,93333333	-2,4
r	Rapport entre les superficies pastorales et cultivées	1/5	1 (+400%)	0 (-100%)	0,22	0,18
VegPé	Productivité en bois de feu	0,75 m ³ /an	2 (+167%)	0,1 (-80%)	0,825	0,675

valeur d'un paramètre. Le taux de changement est un indice largement utilisé dans la littérature pour évaluer une évolution annuelle d'un phénomène, par exemple la déforestation (MERTENS *et al.* 2000) ou l'expansion des terres cultivées (STEPHENNE & LAMBIN 2001a). La simplicité de son expression mathématique en

fait l'indice de référence de notre analyse. Le taux de changement calcule le rapport entre les superficies simulées au début et à la fin de la période. Ce taux de changement est une moyenne annuelle puisque le rapport des superficies est divisé par le nombre d'années de la période. Pour chacune des cinq utilisations du sol, le taux sur toute la période de simulation (entre 1961 et 2015) est exprimé comme suit:

$$\delta_x = \frac{1}{(f - i + 1)} * \left(1 - \frac{S_{xf}}{S} \right) \quad (1)$$

où δ_x est le taux de changement annuel pour l'utilisation du sol x parmi les cinq utilisations du sol suivantes: les superficies d'extraction du bois de feu, les superficies pastorales, les superficies cultivées pour couvrir les besoins de subsistance de la population rurale, celles cultivées pour la vente sur les marchés urbains et les superficies en jachère, S_{xi} est la superficie allouée à l'utilisation du sol x au temps i en hectares (ha), i est la date de début de période (ici 1961) et f est la date de fin de période (ici 2015).

Pour chaque utilisation du sol, ces taux de changement annuel sont calculés pour les projections du modèle comprenant les valeurs moyennes de tous les paramètres. Ces taux sont appelés taux de changement annuel moyens et formalisés par une barre supérieure sur le taux de changement annuel $\bar{\delta}_x$ (voir tableau 9 ci-après).

Tableau 9
Taux de changement annuel moyen ($\bar{\delta}_x$) entre 1961 et 2015

Superficies d'extraction du bois de feu du marché	Superficies cultivées pour les besoins rurale	Superficies cultivées pour la subsistance	Superficies en jachère	Terres pastorales
-1,1%	49,0%	5,9%	-0,4%	-1,3%

Les taux de changement annuel de chacune des cinq utilisations du sol sont également calculés pour les projections du modèle intégrant respectivement la valeur maximale et la valeur minimale de chacun des vingt et un paramètres. Afin de comparer les taux calculés pour les projections de chaque modification de valeur d'un paramètre, ces taux de changement annuel sont rapportés au taux de changement annuel moyen par utilisation du sol (voir tableau ci-dessus). Le premier indice agrège, par une somme sur les cinq utilisations du sol, la valeur absolue de ce rapport entre un taux de changement annuel et un taux de changement annuel moyen par utilisation du sol:

$$I_1 = \sum_x \left| \frac{\delta_x}{\bar{\delta}_x} \right| \quad (2)$$

où I_1 est l'indice des taux de changement annuel entre 1961 et 2015 sommés sur les cinq utilisations du sol x , δ_x est le taux de changement annuel pour l'utilisation du sol x avec le modèle intégrant une des deux valeurs extrêmes d'un paramètre (équ. 1), et $\bar{\delta}_x$ le taux de changement annuel moyen pour l'utilisation du sol x avec le modèle intégrant les valeurs moyennes de tous les paramètres. L'utilisation de la valeur absolue dans cette somme permet d'éviter que les écarts négatifs et positifs s'annulent. Ce premier indice (I_1) est l'indice agrégé du taux de changement annuel entre 1961 et 2015 dans toutes les utilisations du sol.

Le deuxième indice calcule un taux d'accroissement annuel, entre 1961 et 2015, pour chaque utilisation du sol et pour chaque modification de valeur des paramètres. Le taux d'accroissement est un indicateur utilisé en démographie pour résumer annuellement les tendances à long terme de la croissance de la population et en économie pour calculer les intérêts. Contrairement à l'indice précédent, celui-ci suppose une croissance cumulée, toujours positive. Dans le modèle, l'utilisation du sol est déterminée par l'évolution de la population humaine en croissance régulière, mais également par la pluviométrie qui provoque des décroissances dans les projections de l'utilisation du sol. Bien que l'indice précédent soit approprié pour l'évolution de l'utilisation du sol telle qu'elle est modélisée, il résume de manière linéaire l'information temporelle. Au contraire, cet indice cumulé doit permettre de révéler des évolutions temporelles exponentielles dans les projections du modèle intégrant une valeur extrême d'un paramètre. Le comportement de cet indice face à des évolutions irrégulières, telles que l'évolution de l'utilisation du sol, doit être comparé au comportement du taux de changement. Le taux d'accroissement calcule le rapport entre les superficies à la fin et au début de la période et y applique une racine dont la puissance est le nombre d'années de la période:

$$\alpha_x = \left(\frac{S_{xf}}{S_{xi}} \right)^{1/t} - 1 \quad (3)$$

où α_x est le taux d'accroissement annuel pour l'utilisation du sol x , t est l'intervalle de temps entre le début et la fin de la période en nombre d'années.

Pour chaque utilisation du sol, le taux d'accroissement annuel, calculé pour les projections du modèle intégrant une des deux valeurs extrêmes de chaque paramètre, est exprimé en pourcentage du taux d'accroissement annuel moyen, calculé pour les projections du modèle intégrant les valeurs moyennes de tous les paramètres. Par analogie avec l'équation (2), ce deuxième indice somme sur

toutes les utilisations du sol la valeur absolue du rapport entre les deux taux d'accroissement annuel par utilisation du sol:

$$I_2 = \sum_x \left| \frac{\alpha_x}{\bar{\alpha}_x} \right| \quad (4)$$

où I_2 est l'indice des taux d'accroissement annuel entre 1961 et 2015 sommés sur les cinq utilisations du sol x , α_x est le taux d'accroissement pour l'utilisation du sol x avec le modèle intégrant une des deux valeurs extrêmes d'un paramètre (équ. 3), et $\bar{\alpha}_x$ le taux d'accroissement annuel moyen pour l'utilisation du sol x avec le modèle intégrant les valeurs moyennes de tous les paramètres. Ce deuxième indice (I_2) est l'indice agrégé du taux d'accroissement annuel entre 1961 et 2015 dans toutes les utilisations du sol.

Le troisième indice est un taux de changement annuel maximal. Au lieu de rendre compte du taux de changement moyen comme le premier indice, celui-ci met en évidence la variation interannuelle la plus importante entre 1961 et 2015. Ce changement annuel maximal dans les projections complète l'information moyenne annuelle mise en évidence par les taux précédents. Afin de construire cet indice, un taux de changement par rapport au début de la période est calculé chaque année pour les cinq utilisations du sol, selon l'équation (1):

$$\delta_x^{1961} = \frac{1}{f-1962} \left(1 - \frac{S_{xf}}{S_{x1961}} \right) \quad (5)$$

où δ_x^{1961} est le taux de changement annuel (équ. 1) par rapport à 1961 dans l'utilisation du sol x , i est toujours 1961 et f varie de 1962 à 2015.

Exprimé en valeur absolue afin de prendre en compte les taux de changement négatifs et positifs, ce taux de changement annuel maximal rend compte de la plus grande variation annuelle dans le pourcentage de superficies attribuées à chaque utilisation du sol. Dans le but de comparer les taux calculés pour les projections intégrant les modifications de tous les paramètres, ces taux sont standardisés de la même manière que dans les indices agrégés précédents. Le taux de changement annuel maximal par rapport à 1961 dans les projections du modèle comprenant une des deux valeurs extrêmes pour chaque paramètre est rapporté au taux de changement annuel maximal par rapport à 1961 dans les projections du modèle comprenant les valeurs moyennes de tous les paramètres. Le troisième indice somme, sur toutes les utilisations du sol, les rapports entre ces deux maxima de taux de changement pris en valeur absolue:

$$I_3 = \sum_x \frac{\text{Maximum} \left| \delta_x^{1961} \right|}{\text{Maximum} \left| \delta_x^{1961} \right|} \quad (6)$$

où I_3 est l'indice des taux de changement annuel sommés sur les cinq utilisations du sol x , $Maximum |\delta_x^{1961}|$ est la valeur maximale des valeurs absolues de chaque taux de changement annuel par rapport à 1961 pour une des deux valeurs extrêmes d'un paramètre, et $\bar{\delta}_x^{1961}$ est le taux de changement annuel moyen par rapport à 1961 dans les projections du modèle comprenant les valeurs moyennes des paramètres. Le troisième indice (I_3) est le taux de changement annuel maximal agrégé dans toutes les utilisations du sol.

Le quatrième indice calcule, sur toute la période, la valeur moyenne de la part de superficie nationale allouée à chaque utilisation du sol. Contrairement aux indices précédents qui tenaient compte des changements dans l'allocation des superficies entre deux années, ce quatrième indice additionne les superficies allouées chaque année à chaque utilisation du sol. La prise en compte de cette information temporelle exhaustive rend cet indice complémentaire par rapport aux indices de changement. Par exemple, plusieurs années avec une utilisation du sol particulièrement élevée pourraient ne pas avoir été décelées par l'indice d'un maximum unique et ne pas être enregistrées dans les taux de changement et d'accroissement si ces années ne correspondent pas aux dates considérées pour le début et la fin de la période. Ces années seront intégrées dans le calcul de la moyenne. Par ailleurs, les superficies inutilisées participent au calcul de l'indice de la moyenne comme une sixième catégorie d'utilisation du sol, tandis que le calcul des taux de changement et d'accroissement pour ces superficies inutilisées est incohérent. D'une part, la haute fréquence de variation des superficies non utilisées entraîne un calcul entre deux dates qui ne reflète pas une variation réelle moyenne. D'autre part, l'intégration des superficies inutilisées dans les superficies d'extraction du bois de feu en 1961 introduit une valeur nulle au dénominateur des deux taux, ce qui les rend indéfinis. Enfin, la moyenne est une méthode de calcul statistique facile et très utilisée pour résumer l'information contenue dans les dimensions temporelle et spatiale. Pour calculer cet indice, les superficies annuelles de chaque utilisation du sol sont additionnées entre 1961 et 2015. Cette somme est ensuite divisée par la durée de la période et la superficie totale du pays (Burkina Faso). Cette moyenne est calculée comme ceci:

$$Moyenne_x = \frac{1}{(2015 - 1961 + 1) S_{nationale}} \sum_{t=1961}^{t=2015} S_{xt} \quad (7)$$

où $Moyenne_x$ est la moyenne des superficies allouées chaque année à l'utilisation du sol x entre 1961 et 2015, $S_{nationale}$ est la superficie constante de l'unité administrative en ha (ici le Burkina Faso = 27 360 000 ha). Pour chaque utilisation du sol, cette moyenne calculée pour les projections avec chacune des deux valeurs extrêmes de chaque paramètre est comparée à la même moyenne calculée pour les projections du modèle intégrant les valeurs moyennes de tous les

paramètres. La somme sur toutes les utilisations du sol de la valeur absolue du rapport entre les deux moyennes est le quatrième indice agrégé:

$$I_4 = \sum_x \left| \frac{\text{Moyenne}_x}{\text{Moyenne}_x} \right| \quad (8)$$

où I_4 est l'indice agrégé des moyennes sommées sur toutes les utilisations du sol x , Moyenne_x la moyenne des superficies allouées chaque année à l'utilisation du sol x par le modèle comprenant les valeurs moyennes de tous les paramètres en ha. Ce quatrième indice agrégé (I_4) est appelé indice de la moyenne.

Le cinquième indice se distingue du précédent dans l'ordre des opérations d'agrégation. Il calcule d'abord le rapport entre les superficies simulées avec la valeur extrême d'un paramètre et les superficies projetées par le modèle contenant les valeurs moyennes de tous les paramètres. Puisque l'objectif de cette analyse de sensibilité est de comparer les projections pour les différentes modifications dans la valeur des paramètres, la priorité accordée au calcul du rapport aux projections comprenant les valeurs moyennes des paramètres permet à cet indice de ne pas agréger cette information. Par contre, l'indice précédent calcule le rapport des projections en dernière opération d'agrégation, et biaise ce rapport par les opérations de calcul antérieures. Les résultats de ces deux indices doivent se compléter dans la description des différences de projection. Pour chaque utilisation du sol et chaque année, le calcul de ce dernier indice utilise le rapport entre les superficies projetées par le modèle avec une des deux valeurs extrêmes de chaque paramètre et les superficies projetées par le modèle intégrant toutes les valeurs moyennes des paramètres. Pris en valeur absolue, ce rapport annuel est sommé sur toute la période puis divisé par la superficie constante de l'unité administrative et le nombre d'années de la période. Cette moyenne est ensuite sommée sur toutes les utilisations du sol afin de fournir le dernier indice agrégé:

$$I_5 = \frac{1}{(2015-1961+1)} \sum \frac{\sum_{t=1961}^{t=2015} \left| \frac{S_{xt}}{S_{xt}} \right|}{S_{nationale}} \quad (9)$$

où I_5 est appelé l'indice de la différence cumulée.

3.3.1.2. Indices détaillés de la différence dans les projections des utilisations du sol et dans les indicateurs de pression dans le système d'utilisation du sol

Pour chaque simulation avec une des deux valeurs extrêmes d'un des paramètres du modèle, les cinq indices précédents résument les changements dans les

projections par rapport à la simulation avec toutes les valeurs moyennes des paramètres. L'analyse des cinq indices complémentaires doit révéler les paramètres sensibles du modèle de l'utilisation du sol appliqué au Burkina Faso. Dans les indices suivants, cette sensibilité est détaillée dans les différentes utilisations du sol, dans le temps et dans le système d'utilisation du sol. Cette analyse détaillée doit confirmer ou infirmer l'analyse agrégée mais également apporter des éléments de compréhension du système d'utilisation du sol soudano-sahélien. Par sa spécification, respectivement dans le temps, dans les différentes utilisations du sol et au niveau des modifications de projection les plus importantes, l'analyse détaillée précise la sensibilité des paramètres. L'analyse des modifications pour les différentes périodes modélisées et pour les indicateurs de pression du système, permet de mieux comprendre les interrelations et les interactions du système d'utilisation du sol.

Dans un premier temps, l'analyse de sensibilité détaillée consiste à reprendre les opérations de calcul des différents indices précédents en s'arrêtant avant la dernière étape d'agrégation, soit la somme sur toutes les utilisations du sol. Le taux de changement annuel, le taux d'accroissement annuel et le taux de changement maximal annuel sont distingués selon les cinq utilisations du sol avant le calcul de la valeur absolue (équ. 2, 4 et 6). L'indice de la moyenne est calculé pour les six utilisations du sol (équ. 6). Le calcul de l'indice de la différence cumulée, distingué pour les six utilisations du sol, intègre les écarts de projections en valeurs absolues et ne différencie pas les écarts négatifs et positifs (équ. 7). Chaque indice calcule des écarts aux projections du modèle comprenant toutes les valeurs moyennes des paramètres. Un seuil arbitraire de 1 % permet de mettre en évidence les écarts les plus importants. Comme signalé dans la première partie de ce chapitre, ces études quantitatives de l'utilisation du sol en Afrique de l'Ouest sont insuffisamment nombreuses pour définir des différences de projections significatives pour la région soudano-sahélienne dans chaque utilisation du sol.

Dans un second temps, l'analyse précise la sensibilité des paramètres au cours du temps. Seul le taux de changement annuel est calculé selon des périodes différentes. Les périodes définies dans les simulations sont: la phase de déforestation, la phase post-déforestation qui s'identifie à la phase d'intensification, sauf lorsque après une première année d'intensification l'expansion aux dépens de la forêt reprend pendant une ou deux années (chap. 4), la période intégrant les données observées (jusqu'en 1996) ou encore la période de projection future (de 1996 à 2015). Notons que la durée des périodes pré- et post-déforestation est variable et influence le calcul du taux de changement.

Dans un troisième temps, les «indicateurs de la pression» ressentie au sein du système d'utilisation du sol permettent de localiser au sein des sous-systèmes les principales différences quantitatives entre la simulation avec la valeur extrême du paramètre et la simulation avec les valeurs moyennes de tous les paramètres. Ces indicateurs sont le coût de substitution du bois de feu par une énergie alternative, la productivité du travail, l'utilisation d'intrants qui est fonction du budget moyen

du ménage, la dégradation des sols dans les champs cultivés et la diminution de la productivité en biomasse des pâturages à cause du surpâturage. L'apparition de ces pressions au sein du système peut être interprétée comme un changement majeur dans une utilisation durable de la superficie nationale. L'indice agrégé de la moyenne (I_4 , équ. 8) est retenu pour mesurer la pression dans le système d'utilisation du sol parce qu'il intègre les six utilisations du sol, contrairement aux taux de changement et d'accroissement, mais aussi parce qu'il permet de déceler des écarts positifs et négatifs par rapport à la simulation avec toutes les valeurs moyennes des paramètres, contrairement à l'indice de la différence cumulée.

3.3.2. Résultats

3.3.2.1. Indices agrégés des différences annuelles dans les projections des utilisations du sol

Les simulations intégrant les modifications de valeur de chaque paramètre sont analysées au moyen des cinq indices agrégés définis ci-dessus et présentées dans le tableau 10 ci-après. Dans ces projections, les valeurs extrêmes de tous les paramètres sont calculées en augmentant ou diminuant de 10% la valeur moyenne. Pour certains paramètres, les valeurs maximales et minimales ont été définies par la littérature et sont intégrées dans ces simulations. Pour mettre en évidence les principaux écarts de projection par rapport à la projection intégrant toutes les valeurs moyennes des paramètres, trois catégories de sensibilité sont déterminées: (i) puisque l'augmentation et la diminution de 10% de la valeur moyenne sont simulées pour chaque paramètre, la première catégorie de sensibilité correspond à des valeurs d'indice supérieures à 10%, les paramètres appartenant à cette catégorie sont appelés «sensibles» dans le texte ci-après; (ii) la catégorie de sensibilité moyenne répertorie les valeurs d'indice comprises entre 10 et 5%; (iii) les valeurs comprises entre 5 et 1% appartiennent à la catégorie de sensibilité faible. La sensibilité des paramètres doit être évaluée en fonction de la modification de valeur du paramètre. La plupart des écarts de projections appartenant à la catégorie de sensibilité supérieure à 10% pour un des cinq indices précédents correspondent à des simulations où les valeurs maximale et minimale des paramètres sont définies par la littérature et varient de plus de 10% par rapport à la valeur moyenne introduite dans le modèle (tab. 8). Lorsque les valeurs de paramètres sont augmentées ou diminuées de 10%, seul l'indice du maximum de taux de changement annuel s'élève à 12% pour les simulations des valeurs maximale et minimale de l'intercepte de la relation de décroissance des rendements céréaliers lors d'une dégradation des sols ($\Delta_C\text{CultRa}$). Pour un indice sur les cinq, seul ce paramètre enregistre une sensibilité relativement faible. Par contre, selon l'analyse combinée des indices I_1 , I_4 et I_5 , aucune simulation d'augmentation ou diminution de 10% de la valeur d'un paramètre ne présente d'écarts de projection sur

cinquante ans qui dépassent 10%. En conclusion, la sensibilité du modèle aux valeurs choisies pour ses paramètres est *tolérable*. Ce terme signifie que la sensibilité n'est pas inexistante mais considérée comme telle puisqu'elle ne dépasse les 10% que dans les valeurs d'un seul indice sur les cinq pour deux simulations de modifications de 10% dans la valeur d'un seul paramètre ($\Delta_i \text{CultRa}$).

D'un point de vue méthodologique, la comparaison de ces écarts dans les projections d'utilisation du sol permet de définir les qualités respectives de ces cinq indices dans le but spécifique d'une mesure de sensibilité des paramètres d'un modèle de l'utilisation du sol. Alors que le mode, c'est-à-dire la valeur la plus fréquente, et la médiane de ces indices sont semblables, chaque indice présente une distribution dont l'écart type varie de 3% pour le taux de changement à 15% pour le taux de changement maximal (tab. 11 ci-dessous). Dans les simulations de l'utilisation du sol, les modifications de valeur des paramètres allant de 10 à 700% (tab. 8) provoquent une variation de 3% au maximum par rapport à la moyenne pour l'indice du taux de changement (I_1) alors que l'indice de la moyenne (I_4) enregistre 11% d'écart type et distingue donc mieux les écarts de simulation. Les indices du taux d'accroissement (I_2) et du taux de changement maximal (I_3) présentent des écarts type de 15%. Mais après suppression, pour chacun, de la seule valeur supérieure à 100% dans leur distribution, les écarts type de ces deux indices ne valent plus que 2,5%. La complémentarité de ces indices, présumée dans leur définition, est en partie confirmée par l'analyse de leur comportement dans ces simulations. Les deux valeurs supérieures à 100% mises en évidence par les indices I_2 et I_3 correspondent à des comportements irréguliers du modèle. L'intégration de ces valeurs de paramètres dans le modèle rend les projections de l'utilisation du sol incohérentes par rapport à la compréhension du système réel en région soudano-sahélienne. Le taux d'accroissement de 102% signale l'absence de déforestation due à un faible rendement en bois de feu ($\text{VegPé} = 0,1 \text{ m}^3/\text{ha}$). Le taux de changement de 110% met en évidence les fortes fluctuations des superficies pastorales dues au surpâturage ($\text{CC} = 10 \text{ ha/UBT}$). La sensibilité de ces deux paramètres dans ces valeurs extrêmes définies par la littérature est confirmée par des valeurs supérieures à 10% pour les autres indices. En ce qui concerne les indices I_1 , I_4 et I_5 , les paramètres appartenant à la catégorie de sensibilité supérieure à 10% pour le taux de changement sont également sensibles pour les indices de la moyenne et de la différence cumulée. Inversement, certains paramètres sont sensibles pour I_4 ou I_5 et ne le sont pas pour I_1 . Les paramètres sensibles pour I_1 représentent le plus petit commun dénominateur des trois indices. Mais contrairement à ce qui était supposé dans leur définition, l'analyse des distributions des indices I_4 et I_5 ne démontre pas l'intérêt de l'indice de la différence cumulée par rapport à l'indice de la moyenne. En conclusion, le taux d'accroissement et le taux de changement maximal apportent une information concernant des comportements extrêmes du modèle. Seule l'analyse simultanée des cinq indices permet de définir tous les paramètres sensibles du modèle.

Tableau 10

Ecart entre les projections des utilisations du sol avec une valeur extrême d'un paramètre et les mêmes projections avec les valeurs moyennes de tous les paramètres, mesurés par les cinq indices agrégés

		Taux de changement	Taux d'accroissement	Taux de changement maximal	Moyenne	Différence cumulée
	Somme des écarts en valeur absolue sur tous les LU					Σ sur tous les LU
BiomC	4,14	2,61%	3,31%	0,50%	4,60%	4,91%
BiomC	5,06	1,11%	1,87%	1,14%	4,84%	2,69%
BiomPéa	0,135	0,05%	0,12%	0,01%	0,25%	0,14%
BiomPéa	0,165	0,06%	0,13%	0,01%	0,25%	0,14%
BiomPéb	0,003375	1,00%	1,48%	4,67%	3,54%	2,37%
BiomPéb	0,004125	0,06%	0,19%	2,24%	0,03%	0,02%
BiomPéba	0,003375	0,72%	1,52%	3,64%	4,24%	2,43%
BiomPéba	0,004125	0,70%	0,73%	0,76%	1,33%	0,79%
BiomPébb	-0,00034375	0,49%	0,91%	0,10%	0,32%	0,19%
BiomPébb	-0,00028125	0,38%	0,56%	0,0%	0,28%	0,17%
Budget	0,03	0,21%	0,14%	0,26%	0,15%	0,09%
Budget	0,23	0,21%	0,13%	0,26%	0,12%	0,07%
CC	1	0,74%	0,96%	0,58%	0,79%	0,48%
CC	1,125	0,41%	0,57%	0,13%	0,41%	0,25%
CC	1,375	0,54%	0,97%	0,20%	0,46%	0,28%
CC	10	5,11%	4,22%	109,84%	27,69%	19,71%
CerealP	15	0,19%	0,13%	0,23%	0,14%	0,08%
CerealP	45,000	0,03%	0,02%	0,03%	0,02%	0,01%
CerealP	55,000	0,03%	0,02%	0,03%	0,02%	0,01%
CerealP	100	0,27%	0,17%	0,33%	0,16%	0,09%
FC ₁₉₆₁	0,5	10,24%	6,72%	3,16%	39,66%	21,24%
FC ₁₉₆₁	1,800	3,46%	4,16%	1,46%	6,23%	6,14%
FC ₁₉₆₁	2,200	0,70%	2,97%	0,22%	5,17%	2,67%
FC ₁₉₆₁	3	2,05%	3,04%	1,55%	12,97%	12,43%
CultRb	0,82	2,31%	7,80%	1,46%	6,95%	5,05%
CultRb	1	3,82%	4,33%	1,51%	7,00%	6,78%
ΔCultRa	0,9	8,79%	8,47%	12,38%	4,48%	2,67%
ΔCultRa	1,1	9,00%	4,66%	10,63%	8,73%	6,37%
ΔCultRb	-0,055	0,32%	0,20%	0,48%	0,09%	0,05%
ΔCultRb	-0,045	0,32%	0,18%	0,47%	0,09%	0,05%
CerC	180	10,36%	7,02%	3,65%	33,98%	19,29%
CerC	270	3,92%	4,33%	1,75%	7,57%	6,80%
CerC	330	2,09%	7,94%	1,23%	7,66%	4,22%
CerC	400	2,38%	1,07%	2,40%	13,71%	15,15%
BoisC _{rur}	0,5	3,46%	4,22%	1,63%	9,97%	6,03%
BoisC _{rur}	0,585	3,46%	4,22%	1,63%	9,97%	6,03%
BoisC _{rur}	0,715	0,00%	0,00%	0,00%	0,00%	0,00%
BoisC _{rur}	1	1,73%	3,99%	0,68%	7,71%	4,72%
BoisC _{urb}	0,5	3,46%	4,22%	1,63%	9,97%	6,03%
BoisC _{urb}	0,765	0,00%	0,00%	0,00%	0,00%	0,00%
BoisC _{urb}	0,935	0,00%	0,00%	0,00%	0,00%	0,00%
BoisC _{urb}	1	0,00%	0,00%	0,00%	0,00%	0,00%
BoisS	60171	0,00%	0,00%	0,00%	0,00%	0,00%
BoisS	73543	0,00%	0,00%	0,00%	0,00%	0,00%
IntrantP	2222	0,39%	0,24%	0,47%	0,21%	0,12%
IntrantP	11111	0,14%	0,09%	0,17%	0,10%	0,06%
TravailQéa	3	0,00%	0,00%	0,00%	0,00%	0,00%
TravailQéa	9,92	0,00%	0,00%	0,00%	0,00%	0,00%
TravailQéb	-4	0,00%	0,00%	0,00%	0,00%	0,00%
TravailQéb	-1,33	0,00%	0,00%	0,00%	0,00%	0,00%
r	0	3,28%	4,05%	1,00%	3,73%	1,97%
r	0,180	0,83%	1,55%	0,83%	0,68%	0,35%
r	0,220	2,04%	7,83%	0,80%	1,15%	0,59%
r	1	10,60%	7,91%	5,76%	11,85%	7,27%
VegPé	0,1	3,46%	102,55%	3,70%	58,68%	31,51%
VegPé	0,675	0,28%	0,54%	0,06%	1,07%	0,62%
VegPé	0,825	3,46%	4,22%	1,63%	9,97%	6,03%
VegPé	2	7,23%	7,11%	1,98%	21,47%	12,00%

Tableau 11

Statistiques de la distribution des écarts de projections pour les cinq indices agrégés

	Taux de changement	Taux d'accroissement	Taux de changement maximal	Moyenne	Différence cumulée
Max.	10,60%	102,55%	109,84%	58,68%	31,51%
Médiane	0,70%	0,97%	0,54%	0,93%	0,54%
Moyenne	2,04%	4,03%	3,26%	6,04%	3,92%
Mode	0	0	0	0	0
Ecart type	2,88%	13,43%	14,43%	10,85%	6,41%
Ecart moyen	2,13%	4,46%	4,42%	6,79%	4,46%
Variance	0,08%	1,80%	2,08%	1,18%	0,41%

Dans les simulations intégrant les valeurs maximales et minimales de certains paramètres définies par la littérature, un ou plusieurs des cinq indices agrégés présentent une sensibilité supérieure à 10 %. En tant que commun dénominateur des indices I_1 , I_4 et I_5 , le taux de changement (II) révèle les simulations intégrant les valeurs extrêmes de trois paramètres: (i) la fréquence de culture de 1961 fixée à une année de jachère pour deux années de culture ($FC_{1961} = 0,5$), ce qui correspond à un système de culture intensif (II = 10,2% pour une diminution de 25% par rapport à la valeur moyenne); (ii) la consommation de céréales réelle minimale (CerC) évaluée à 180 kg/habitant (II = 10,4% pour une diminution de 40% par rapport à la valeur moyenne); (iii) le rapport de 100% ($r = 1$) entre les terres pastorales et les terres cultivées dans l'allocation de la demande de terres, c'est-à-dire que l'exploitation des terres cultivées n'est pas intensifiée et que la demande de superficies est allouée aux terres pastorales (II = 10,6% pour une augmentation de 400% par rapport à la valeur moyenne). A ces trois paramètres sensibles, s'ajoutent les simulations irrégulières de deux variations de paramètres mises en évidence par les indices I_2 et I_3 et confirmées par les indices I_4 et I_5 : le rendement en bois de feu qui présente la valeur minimale de l'indice du taux d'accroissement ($I_2 = 102,6%$ et $I_4 = 58,7%$ pour une diminution de 80% par rapport à la valeur moyenne) et la capacité de charge qui simule la valeur maximale du taux de changement maximal ($I_3 = 109,9%$ et $I_4 = 27,7%$ pour une augmentation de 700% par rapport à la valeur moyenne). La sensibilité de ces cinq paramètres est mise en évidence par un indice et confirmée par d'autres. La sensibilité du modèle à certaines modifications de valeur des paramètres doit être déterminée par une analyse *simultanée* des cinq indices agrégés. Cette analyse simultanée est basée sur la règle suivante: *les paramètres, dont une des deux valeurs extrêmes présente une sensibilité supérieure à 5% pour au moins trois des cinq indices agrégés, sont considérés comme sensibles pour notre modèle.*

L'analyse simultanée des cinq indices selon cette règle permet de répertorier les cinq paramètres sensibles déterminés ci-dessus, ainsi que les paramètres de la relation entre les rendements céréaliers et la pluviométrie signalés dans leur

dépassement du seuil de 10%. Les sept paramètres sensibles sont (tab. 12 ci-après): la consommation annuelle de céréales par habitant, la capacité de charge maximale, la fréquence de culture en 1961, le rapport entre les terres pastorales et les terres cultivées dans l'allocation de la demande de terres lors de l'intensification, le rendement en bois de feu, la pente de la relation entre rendement des cultures et la pluviométrie et l'intercepte de la relation entre la pente de ce rendement et la dégradation des terres. La plupart de ces paramètres sensibles sont testés dans des scénarios afin de mieux comprendre leur rôle dans le modèle (chap. 4). La sensibilité des deux paramètres de rendement confirme qu'une meilleure définition de ces relations mesurant la productivité des cultures sur base de données empiriques locales peut améliorer la modélisation de l'utilisation du sol. La redéfinition de paramètres comme la productivité en bois de feu ou la capacité de charge permet l'application régionale du modèle (STEPHENNE & LAMBIN 2001b).

Tableau 12

Analyse simultanée des cinq indices agrégés pour les simulations de toutes les valeurs extrêmes des paramètres selon deux catégories de sensibilité (i) élevée > 10%, (ii) moyenne 5% <> 10%

	Taux de changement	Taux d'accroissement	Taux de changement maximal	Moyenne	Différence cumulée
supérieure à 10%	CerC = 180, r = 1, FC ₁₉₆₁ = 0,5	VegPé = 0,1	CerC = 180, CC = 10, Δ _i CultRa = 0,9, Δ _i CultRa = 1,1	CC = 10, CerC = 180, FC ₁₉₆₁ = 0,5, CerC = 400, r = 1, VegPé = 0,1, VegPé = 2	CC = 10, FC ₁₉₆₁ = 0,5, FC ₁₉₆₁ = 3, CerC = 180, CerC = 400, VegPé = 0,1, VegPé = 2
entre 10 et 5%	CC = 10, Δ _i CultRa = 0,9, Δ _i CultRa = 1,1, VegPé = 2	FC ₁₉₆₁ = 0,5, CultRb = 0,82, Δ _i CultRa = 0,9, CerC = 180, CerC = 330, r = 0,22, r = 1, VegPé = 2	r = 1	CultRb = 0,82, CultRb = 1, Δ _i CultRa = 1,1, CerC = 270, CerC = 330, BoisCru = 0,5, BoisCru = 1, BoisCru = 0,585, BoisCru = 0,5, VegPé = 0,825	CultRb = 0,82, CultRb = 1, Δ _i CultRa = 1,1, CerC = 270, BoisCru = 0,5, BoisCru = 0,585, BoisCru = 0,5, VegPé = 0,825
CC = 10, CerC = 180, FC ₁₉₆₁ = 0,5/// r = 1, CultRb = 0,82, Δ _i CultRa = 1,1, VegPé = 0,1, VegPé = 2.					

3.3.2.2. Indices détaillés de la différence dans les projections des utilisations du sol et de la pression générale dans le système d'utilisation du sol

Seuls ces sept paramètres dont la sensibilité pour une des valeurs extrêmes est supérieure à 10% pour la plupart des indices agrégés font l'objet d'une analyse

détaillée de cette sensibilité, d'abord pour les différentes utilisations, et puis dans le temps. Dans le tableau 13 ci-après, les écarts de projection par rapport à la projection intégrant toutes les valeurs moyennes des paramètres sont mis en évidence lorsqu'ils sont inférieurs à -10% ou supérieurs à $+10\%$. Dans les valeurs de ces indices détaillés, seules deux simulations intégrant les valeurs extrêmes des paramètres présentent un taux de changement atteignant 15% pour une variation de 10% du paramètre. Ces deux taux de changement se produisent entre la fin de la déforestation et la fin de la simulation ou même plus précisément entre la fin de la déforestation et la fin des observations (1996), et ceci uniquement pour une utilisation du sol: les superficies cultivées pour le marché. Les paramètres qui présentent ces taux sont la consommation moyenne de céréales additionnée de 10% ($CerC = 330 \text{ kg/habitant}$) et la productivité moyenne en bois de feu diminuée de 10% ($VegPé = 0,675 \text{ m}^3/\text{ha}$). Ces deux paramètres ont déjà été qualifiés de sensibles selon l'analyse agrégée. La spécification de leur sensibilité, d'une part parmi les six utilisations du sol, d'autre part au sein des périodes de la modélisation, apporte une information importante quant à l'effet dans le modèle de la modification de leur valeur. Les autres pourcentages qui dépassent 10% se rapportent à des variations de paramètres de plus de 10% . Cette analyse des indices détaillés confirme la sensibilité tolérable du modèle.

L'analyse détaillée permet également de spécifier les périodes ou les utilisations du sol les plus sensibles lors d'une variation de la valeur d'un paramètre. Par exemple, les 5% mesurés par le taux de changement entre 1961 et 2015 pour la simulation d'une capacité de charge de 10 ha/UBT comprennent la diminution des jachères et l'augmentation des terres pastorales. Par contre, dans le temps, les superficies cultivées pour le marché dans les périodes pré- et post-déforestation enregistrent des valeurs élevées du taux de changement pour cette simulation d'une capacité de charge de 10 ha/UBT , mais ces écarts de projection sont de sens opposés et s'annulent dans le calcul de l'indice agrégé du taux de changement entre 1961 et 2015. La même annulation des changements dans les superficies cultivées pour le marché dans les périodes pré- et post-déforestation se produit pour la simulation d'une augmentation de 10% dans la valeur de l'intercepte de la relation de décroissance des rendements céréaliers lors d'une dégradation des sols. C'est également pour la simulation d'une capacité de charge de 10 ha/UBT que le taux de changement maximal enregistre sa valeur de 103% . L'analyse détaillée de la sensibilité permet d'imputer ce changement aux terres pastorales. Ces superficies enregistrent des écarts interannuels fréquents par rapport à la simulation comprenant les valeurs moyennes des paramètres lors du surpâturage.

D'un point de vue plus méthodologique, cette analyse détaillée met en évidence l'avantage de l'indice de la moyenne par rapport à celui de la différence cumulée parce qu'il distingue les sens positif et négatif de l'écart par rapport à la simulation comprenant les valeurs moyennes des paramètres. La simulation de la valeur minimale du rendement en bois de feu ($VegPé = 0,1 \text{ m}^3/\text{ha}$) en est un exemple. Les écarts, largement positifs dans le calcul de l'indice de la moyenne

pour les superficies d'extraction du bois de feu, sont associés à des écarts négatifs supérieurs à 10 % dans les jachères. Les écarts sont également négatifs mais moins élevés dans les terres pastorales et les superficies inutilisées. Ce sont ces terres en jachères qui, dans cette même simulation, enregistrent 102,5 % de la variation du taux d'accroissement.

L'analyse détaillée de la sensibilité des paramètres se prolonge dans l'interprétation de la pression ressentie au sein des sous-systèmes du modèle. Dans les indicateurs de pression, les écarts par rapport à la projection comprenant toutes les valeurs moyennes des paramètres sont résumés à l'aide de l'indice de la moyenne (équ. 2). L'analyse des simulations pour lesquelles cet indice présente au moins une valeur supérieure à 200 % ou inférieure à 50 % pour un des indicateurs de pression aboutit à trois conclusions importantes (tab. 14). D'abord, l'indicateur de la diminution de productivité de la biomasse naturelle des pâturages liée au surpâturage est nettement plus sensible que les autres indicateurs. Il est le seul indicateur dont les valeurs dépassent les seuils pour la plupart des simulations. Il ne permet donc pas la comparaison de la sensibilité des simulations. Notons que l'effet rétroactif et cumulatif du surpâturage sur le rendement de la biomasse est la cause des valeurs élevées de cet indicateur. Ensuite, six des sept paramètres sensibles selon l'analyse des indices agrégés présentent des écarts supérieurs à 200 % ou inférieurs à 50 % pour au moins un des trois autres indicateurs. Cette analyse des indicateurs confirme la définition des paramètres sensibles. Enfin, à côté de ces paramètres sensibles, l'analyse des écarts de projection mesurés par l'indice de la moyenne dans les indicateurs permet de déterminer la sensibilité du modèle lors d'une variation de plus ou moins 10 % de la valeur des paramètres. Seule la simulation d'une diminution de 10 % de la part du budget du ménage accordée à l'utilisation d'intrants est mise en évidence par un indicateur de pression, à l'exception de la diminution de productivité. Remarquons que cette diminution des intrants simulée suite au changement de valeur de ce paramètre ne cause pas d'augmentation de la dégradation des terres supérieure à 200 %. Cette analyse détaillée confirme la sensibilité tolérable du modèle.

L'analyse des indicateurs de pression apporte également des informations quant aux conséquences des modifications de certains paramètres dans l'ensemble du système d'utilisation du sol en région soudano-sahélienne. A titre d'exemple, il faut diminuer de 80 % la productivité en bois de feu des superficies d'extraction de ce bois ($VegPé = 0,1$) pour voir apparaître un doublement des coûts de substitution du bois de feu par une autre énergie. Cette simulation provoque également l'augmentation des deux indicateurs de la dégradation des sols. La diminution de 70 % du prix moyen au marché du mil et du sorgho ($CerealP = 15$ FCFA) a pour conséquences la diminution par trois des intrants utilisés et l'augmentation de 20 % de la dégradation des sols cultivés. La diminution de 10 % de la consommation en céréales par habitant ($CerC = 270$ kg/hab./an) provoque une diminution des dégradations de 40 % dans les terres cultivées et de 65 % dans les terres pastorales. La diminution de la productivité en biomasse la plus élevée (700 %) se produit dans

la simulation d'une capacité de charge de 10 h/UBT. Cette analyse d'indicateur permet donc de quantifier la pression au sein du système d'utilisation du sol selon des scénarios portant sur les paramètres du modèle.

Tableau 14

Écarts de projection par rapport à la simulation avec les valeurs moyennes de tous les paramètres selon l'indice agrégé de la moyenne calculé pour les quatre indicateurs de pression

		Coût de substitution du bois de feu par une énergie alternative	Utilisation d'intrants	Dégradation des sols dans les champs cultivés	Diminution de la productivité en biomasse des pâturages à cause du surpâturage
BiomPéb	0,003375	110,54%	98,27%	93,00%	26,56%
BiomPéb	0,004125	100,00%	100,00%	100,00%	246,69%
BiomPéba	0,003375	117,46%	98,14%	96,21%	217,80%
BiomPéba	0,004125	100,00%	97,36%	90,46%	44,64%
Budget	0,03	100,00%	24,00%	122,41%	100,65%
CC	10	136,99%	114,92%	210,64%	715,56%
CerealP	15	100,00%	30,95%	120,27%	100,65%
FC ₁₉₆₁	0,5	61,92%	7,53%	5,35%	4,94%
FC ₁₉₆₁	1,800	117,59%	80,94%	60,80%	37,37%
CultRb	1	109,46%	80,06%	64,23%	35,79%
Δ _i CultRa	0,9	118,69%	103,70%	1317,98%	91,05%
Δ _i CultRa	1,1	121,61%	80,06%	-1149,19%	35,79%
CerC	180	62,73%	19,87%	10,57%	6,90%
CerC	270	106,49%	72,54%	60,02%	35,88%
CerC	400	88,41%	145,49%	187,91%	165,61%
BoisC _{rur}	0,5	86,30%	83,30%	64,41%	41,01%
BoisC _{rur}	0,585	117,21%	83,30%	64,41%	41,01%
BoisC _{urb}	0,5	108,20%	83,30%	64,41%	41,01%
r	0	100,00%	100,72%	99,15%	48,56%
r	1	100,00%	0,00%	0,00%	82,76%
VegPé	0,1	221,00%	137,66%	324,89%	190,12%
VegPé	0,825	123,17%	83,30%	64,41%	41,01%
VegPé	2	52,08%	54,83%	26,36%	14,54%

3.4. DISCUSSION

ORESQUES *et al.* (1994) expliquent qu'il est impossible de vérifier un système parce qu'il n'est jamais fermé: (i) les intrants ne sont pas totalement connus; (ii) il existe des propriétés non-additives dans l'agrégation des données; (iii) les inférences et hypothèses internes sont inévitables. Comme ces auteurs, cette étude fait donc référence à la notion de confirmation de la performance relative d'un modèle à représenter ce pourquoi il est construit. SALU a été développé pour représenter l'utilisation des sols dans la région soudano-sahélienne et pour tester des scénarios

rios quant à l'évolution de cette utilisation. La démarche de validation ou de vérification de celui-ci n'a donc pas été une priorité. Plusieurs tests ont néanmoins été effectués. D'autres confirmations pourraient s'avérer nécessaires au cas où le modèle serait appliqué dans d'autres pays que les pays contigus, ou dans le cas d'une utilisation du modèle par des décideurs nationaux. L'analyse de sensibilité effectuée dans cette étude révèle l'influence des modifications dans les paramètres du modèle, c'est-à-dire toutes les constantes (JANSSEN *et al.* 1990). Elle ne rend absolument pas compte de l'ensemble des méthodes statistiques qui existent pour identifier les faiblesses d'un modèle (KLEIJNEN & VAN GROENENDAAL 1992, VELDKAMP & FRESCO 1996). Les simulations temporelles de l'utilisation du sol ne se prêtent pas facilement aux techniques mises en œuvre pour l'analyse de la sensibilité spatiale d'un modèle (JANSSEN *et al.* 1990, VELDKAMP & FRESCO 1996).

Cette analyse de sensibilité est une des méthodes qui, combinée à d'autres méthodes de confirmation d'un modèle, apporte une certaine confiance dans la validité de celui-ci, c'est-à-dire dans ce cas précis, dans sa capacité à représenter la réalité de l'utilisation du sol en région soudano-sahélienne. L'analyse des simulations de scénarios qui intègrent les variations des facteurs exogènes est une autre analyse de sensibilité (chap. 4). La comparaison des résultats du modèle avec des taux de changement répertoriés dans des études de cas (chap. 2) et avec une cartographie de l'occupation du sol en région sahélienne (STEPHENNE & LAMBIN 2001b) sont d'autres moyens d'estimer la performance du modèle. L'application du modèle à d'autres séries de données, c'est-à-dire d'autres pays de la zone soudano-sahélienne, est un essai de calibration du modèle (STEPHENNE & LAMBIN 2001b).

La littérature ne fournit pas de définition standard des termes de validation, optimisation, analyse de sensibilité ou d'incertitude (KLEIJNEN & VAN GROENENDAAL 1992). Par conséquent, ce chapitre comprend des termes simples, qui pourraient être qualifiés d'«imprécis» dans le cadre de la littérature technique et statistique. Dans SALU, un paramètre est une donnée exogène constante. Dans la littérature, le terme «paramètre» peut se limiter à la notion de «coefficient non observable directement». Dans le modèle, cette définition ne ferait référence qu'aux coefficients des fonctions de production. Pour chaque paramètre du modèle, la détermination des variations appropriées autour de la valeur nominale se fait en deux étapes. Dans un premier temps, une recherche dans la littérature fournit les valeurs «extrêmes» qui représentent souvent des changements «drastiques». Dans un second temps, une variation marginale est évaluée à 10% autour de la valeur nominale. Cette deuxième méthode est utilisée lorsque les données quantitatives ne sont pas disponibles ou peu fiables. L'hypothèse d'une distribution normale des variations, sous-jacente à cette méthode, ne peut être vérifiée en l'absence de valeurs quantitatives.

L'analyse de sensibilité de cette étude s'est limitée à la variation d'un paramètre à la fois, les autres étant fixés. La première raison de ce choix est évidemment la démultiplication des simulations, du temps et de l'expertise nécessaires pour effec-

tuer les combinaisons de paramètres. Après avoir annoncé que le changement d'un paramètre à la fois est une démarche inefficace, KLEIJNEN & VAN GROENENDAAL (1992) signalent la difficulté des interprétations lorsque plus de deux paramètres sont modifiés. Ces mêmes auteurs font remarquer la nécessité d'une remarquable expertise pour appliquer les différentes méthodes statistiques utilisées dans l'analyse de la validité des modèles de simulation. La deuxième raison est l'absence, dans cette simple analyse de sensibilité, d'information pertinente concernant l'évolution de l'utilisation du sol dans la région. Il s'est avéré inutile pour la compréhension de continuer de manière exponentielle et aléatoire les combinaisons de paramètres. Notons néanmoins que, si cette analyse a conclu à la non-sensibilité du modèle à la plupart des variations des paramètres, leur association implique peut-être des modifications plus importantes. Par exemple, certains scénarios d'association de variations des coefficients des fonctions de production pourraient être testés si une fonction de production alternative était proposée.

La non-sensibilité de certains paramètres dans nos indices agrégés ne signifie pas nécessairement l'inutilité de ces paramètres. L'analyse des indicateurs de pression a associé des sensibilités agrégées relativement faibles à des variations localisées dans certains sous-systèmes. D'autre part, certains paramètres comme le coût des intrants, le budget alloué aux investissements, ou encore le prix des céréales, sont des facteurs qui interviennent dans les rétroactions du modèle. L'effet de ces paramètres est donc démultiplié lors des rétroactions dont l'influence est croissante dans les simulations futures. Par contre, les coefficients des fonctions de productivité du travail sont effectivement des paramètres peu sensibles et marginaux dans le modèle. La productivité du travail est un indicateur de l'évolution du système et, contrairement à la dégradation des terres ou le surpâturage, celle-ci n'induit pas de rétroaction dans la version actuelle du modèle.

3.5. CONCLUSION

L'analyse des estimations quantitatives des paramètres du modèle a mis en évidence la profonde revue de la littérature sur l'utilisation du sol dans les pays soudano-sahéliens. Le choix de la valeur moyenne intégrée dans le modèle pour chacun des vingt et un paramètres a été testé par une analyse de la sensibilité du modèle à des valeurs extrêmes. Pour tous les paramètres, la sensibilité du modèle a été évaluée pour les projections intégrant, d'une part, des valeurs maximales et minimales définies par la littérature quand elles existent et, d'autre part, une variation de 10% dans la valeur moyenne du paramètre. La définition de cinq indices agrégés a permis de comparer les écarts entre les projections intégrant une variation de la valeur d'un paramètre et les projections intégrant toutes les valeurs moyennes des paramètres. Seul l'intercepte de la relation de décroissance des rendements céréaliers lors d'une dégradation des sols présente un écart de projection de 12% pour un des cinq indices agrégés. Lorsque les valeurs maximale

et minimale sont définies par une augmentation ou une diminution de 10 %, aucune simulation ne présente d'écart de projection sur cinquante ans qui dépasse 10 % selon quatre des cinq indices agrégés. Cette analyse conclut à une sensibilité tolérable aux valeurs moyennes choisies pour le modèle et donc à la validité de ses simulations de l'évolution de l'utilisation du sol à l'échelle du pays.

D'un point de vue méthodologique, cette analyse de sensibilité a permis de déceler les avantages et les inconvénients des cinq indices agrégés. L'indice agrégé de la moyenne est le plus avantageux pour détecter la sensibilité des paramètres parce qu'il intègre les six utilisations du sol, contrairement aux taux de changement et d'accroissement, et parce qu'il permet de déceler des écarts positifs et négatifs par rapport à la simulation avec toutes les valeurs moyennes des paramètres, contrairement à l'indice de la différence cumulée. Néanmoins, le taux de changement maximal et le taux d'accroissement ont mis en évidence des comportements irréguliers du modèle lors de certaines variations de paramètres. La sensibilité du modèle à certaines modifications de valeur des paramètres doit donc être déterminée par une analyse *simultanée* des cinq indices agrégés. L'analyse simultanée des cinq indices selon la règle d'une sensibilité supérieure à 5 % pour au moins trois des cinq indices agrégés semble apporter une réelle confiance dans la détection de tous les paramètres dont la sensibilité est notable. L'analyse détaillée de la sensibilité des paramètres au sein des périodes de modélisation et parmi les six utilisations du sol a confirmé les résultats de l'analyse simultanée selon cette règle, aussi bien dans la détection des paramètres sensibles que dans la conclusion de la sensibilité tolérable du modèle en général.

Selon cette analyse simultanée, sept paramètres ont une sensibilité notable pour la plupart des indices. Les valeurs extrêmes de ces paramètres étant généralement définies par la littérature, dépassent 10 % de variation par rapport à la valeur moyenne. Ces paramètres sont : la capacité de charge, la consommation de céréales par la population, le rapport entre les terres pastorales et les terres cultivées, le rendement en bois de feu, la pente de la relation entre le rendement des cultures et la pluviométrie et l'intercepte de la relation entre la diminution du rendement et la dégradation des terres cultivées. Ces paramètres doivent être estimés le plus précisément possible et méritent une analyse particulière de leur effet dans le modèle par des scénarios.

Les analyses des taux de changement dans différentes périodes entre 1961 et 2015, et des différents indices désagrégés par utilisation du sol, apportent des preuves des phénomènes dynamiques existant dans certaines phases d'utilisation du sol et pas dans d'autres, ou s'annulant sur l'ensemble de la période. Elles mettent par exemple en évidence des sens différents dans l'évolution des superficies cultivées pour le marché avant et après la date de fin de la déforestation. L'apparition de pressions faibles ou élevées dans certains sous-systèmes est également liée au caractère dynamique et systémique du modèle. Dans les relations qui définissent les rendements des cultures ou des terres pastorales en fonction de la pluviométrie, une modification de la valeur des paramètres provoque des

modifications très élevées de la pression ressentie dans ces sous-systèmes respectifs. De fait, ces modifications sont cumulées par l'effet de rétroaction de la dégradation sur le rendement. Chaque modification de valeur d'un paramètre est un scénario qui permet de quantifier les pressions dans les sous-systèmes du modèle et d'apporter des réponses à des questions quant à l'évolution des forces de changement de l'utilisation du sol. Les effets d'une diminution du prix moyen au marché du mil et du sorgho ou d'une diminution de la consommation de céréales par habitant sur la dégradation des sols cultivés sont des exemples de ces questions.

4. Scénarios de changements d'utilisation du sol en Afrique soudano-sahélienne: compréhension des forces de changement environnemental [1]

4.1. INTRODUCTION

La littérature scientifique sur l'utilisation du sol s'est longtemps focalisée sur le débat entre les théories qui décrivent l'utilisation des ressources comme limitée par la population (MALTHUS 1960) ou, au contraire, comme dynamisée par l'augmentation de population et les technologies d'adaptation de celle-ci (BOSERUP 1970). D'autres auteurs ont tenté de définir l'ensemble des forces de changement de l'utilisation du sol (CLARK 1989, KATES & HAARMAN 1992, BILSBORROW 1987, BILSBORROW & OKOTH OGENDO 1992, CLEAVER & SCHREIBER 1994, TIFFEN *et al.* 1994). Par exemple, les études sur la désertification ont évalué les causes humaines et physiques de la dégradation des terres dans la région soudano-sahélienne (GLANTZ & KATZ 1985, WARREN & AGNEW 1988, MAINGUET 1990, NELSON 1990, HULME & KELLY 1993). Actuellement, certains auteurs mettent en évidence le rôle des interactions synergiques entre de multiples variables exogènes dans les changements d'utilisation du sol (PUIGDEFABREGAS 1998, GEIST & LAMBIN 2001).

Seul un modèle de simulation dynamique peut représenter, de manière intégrée et systémique, les forces humaines et physiques. Cette intégration permet de tester l'influence d'une variable ou d'un groupe de variables sur le système d'utilisation du sol. Seuls les modèles dynamiques tiennent compte des interactions entre toutes les composantes du système, des rétroactions et des effets de seuil (LAMBIN 1994). Le modèle de l'utilisation du sol en région soudano-sahélienne (SALU) est un modèle dynamique de simulation des changements d'utilisation du sol (STEPHENNE & LAMBIN 2001a). Il représente une version simplifiée de notre compréhension actuelle des forces et des processus de changement d'utilisation du sol spécifiques aux pays soudano-sahéliens. Il est dynamique dans la mesure où il inclut de multiples interactions entre les variables exogènes et des transitions entre différents systèmes agricoles. Ce modèle doit améliorer notre compréhension des processus de changement d'utilisation du sol, des forces de changement, des seuils de l'évolution du système et des rétroactions entre les facteurs physiques et humains.

La confiance accordée dans les projections du modèle résulte de plusieurs tests de la sensibilité et de la validité du modèle SALU (chap. 3 et 4). Pour le Burkina Faso, les taux de changement prédits par le modèle pour les superficies cultivées sont similaires aux taux mesurés dans des études locales utilisant des données satellitaires à haute résolution (chap. 2). L'analyse de sensibilité a conclu à une faible sensibilité du modèle à la plupart des valeurs de ses paramètres (chap. 3).

En modifiant la valeur des paramètres de $\pm 10\%$, la variation du taux de changement annuel de l'utilisation du sol est inférieure à 10% . Cependant, certains paramètres, comme la capacité de charge et la consommation de céréales, présentent une sensibilité faible mais notable. L'impact de changements dans ces paramètres doit donc être analysé avec précaution dans l'analyse des scénarios. Par ailleurs, l'application du modèle dans cinq autres pays de la région (Sénégal, Mali, Niger, Tchad et Nigeria) a démontré la robustesse de la modélisation (STEPHENNE & LAMBIN 2001b). Les projections générées par le modèle à l'échelle régionale ont été comparées à la carte de l'occupation du sol IGBP-DISCover de 1992/93, produite à partir de données satellitaires à 1 km de résolution (LOVELAND *et al.* 1999). Les deux cartes s'avèrent concordantes (STEPHENNE & LAMBIN 2001b). La confiance résultant de ces applications permet d'utiliser le modèle SALU comme un outil de simulation. L'objectif de cette étude est l'application du modèle dans la production de scénarios qui testent des hypothèses sur les rôles relatifs des différentes forces de changement de l'utilisation du sol dans la région. Ces simulations ont également pour but de tester des théories dominantes ou récentes concernant l'utilisation du sol dans les zones arides.

4.2. METHODOLOGIE DES SCENARIOS DE CHANGEMENT D'UTILISATION DU SOL

4.2.1. *Hypothèses sur les changements d'utilisation du sol*

Etant donné que l'explication des changements d'utilisation du sol oscille entre la corrélation à une variable explicative et l'irréductible complexité (GEIST & LAMBIN 2001), SALU est utilisé pour démêler plusieurs théories sur les forces des changements dans l'utilisation du sol. Afin d'évaluer l'influence des différentes variables exogènes sur le système soudano-sahélien, plusieurs hypothèses sont définies et testées à travers des simulations. Les trois premières hypothèses comparent l'impact sur l'utilisation du sol des conditions extrêmes que connaît la région en matière de climat et de facteurs démographiques. Une autre hypothèse concerne l'impact de la combinaison synergique de ces forces de changement.

Hypothèse 1: les sécheresses récurrentes, telles qu'elles se sont produites au cours des dernières décennies en Afrique de l'Ouest, ont un impact équivalent sur l'utilisation du sol à la croissance de population de cette région entre 1961 et 1996.

Hypothèse 2: la croissance démographique urbain observée durant les dernières décennies Afrique de l'Ouest a eu le même impact sur l'utilisation du sol que la croissance démographique rurale observée durant cette période.

Hypothèse 3: l'impact sur l'utilisation du sol causé par la croissance du cheptel est semblable en amplitude à l'impact de la croissance démographique.

Hypothèse 4: dans la région soudano-sahélienne, la conjonction de plusieurs forces de changement a plus d'impact sur l'utilisation du sol qu'une force de changement isolée.

Dans les combinaisons synergiques des variables exogènes, l'impact sur l'utilisation du sol dépend du moment d'occurrence des différents stress. Les événements biophysiques extrêmes peuvent ponctuellement impliquer des changements irréguliers de l'utilisation du sol (LAMBIN *et al.* 2001). Une perturbation peut induire des changements non linéaires en conduisant l'écosystème au-delà de son seuil de résilience (PUIGDEFABREGAS 1998). Dans la région soudano-sahélienne, les sécheresses sont typiquement des perturbations chaotiques mais chroniques (GROUZIS & ALBERGEL 1989, JOUVE 1991, YUNG *et al.* 1992, KOECHLIN 1997).

Hypothèse 5: des événements secs, d'amplitude et de durée similaires, peuvent avoir des conséquences différentes sur l'utilisation du sol en fonction de l'état du système agricole au moment d'occurrence de ces événements.

Un des modèles simples auxquels se réfèrent beaucoup d'études expliquant les changements environnementaux est le modèle *IPAT* [Impact (sur l'environnement ou les ressources) = Population × Affluence × Technologie (EHRlich & HOldREN 1974)]. Les simulations du modèle permettent de comparer l'impact de chacun des trois facteurs de cette théorie — P, A, et T — sur l'utilisation du sol au Burkina Faso. L'impact sur l'utilisation du sol de la combinaison de ces trois facteurs est également comparé à l'impact des facteurs pris isolément.

Hypothèse 6: des changements équivalents en matière d'utilisation du sol sont associés à des augmentations similaires des trois facteurs suivants: le nombre d'habitants, la consommation moyenne par tête (affluence) et la technologie utilisée dans l'intensification agricole.

Les pasteurs ont souvent souffert d'inégalité autant dans le droit foncier (LEONARD *et al.* 1989, KATES & HAARMAN 1992, WATTS 1993) que dans la compétition de fait avec les cultivateurs (SPEIRS & OLSEN 1992, NJITI & SHARPER 1994, OKORUWA *et al.* 1996, RAYNAUT *et al.* 1997). Des interprétations scientifiques erronées ont eu également un impact sur l'exclusion progressive des nomades des zones arides traditionnellement pastorales. Ceux-ci étaient accusés d'une mauvaise gestion des terres. La «tragédie des biens communautaires» (HARDIN 1968), qui a longtemps été la théorie de référence des régimes de propriété communautaire, implique une dégradation inévitable des ressources communes à cause de l'intérêt individuel (PICARDI & SEIFERT 1976, HOROWITZ & LITTLE 1986). Actuellement, les théories des régimes de propriété communautaire (CPR) ont réinterprété la gestion nomade et mis en évidence les règles de choix collectifs institutionnalisés, contraires à l'intérêt individuel (GIBSON *et al.* 1998). En fait, les sécheresses, les prises de position gouvernementales en faveur des agriculteurs et contre la mobi-

lité pastorale, ainsi que les tendances économiques et démographiques, ont poussé les nomades à se sédentariser «spontanément»; ce phénomène peut se généraliser et provoquer la disparition de la transhumance traditionnelle (NIAMIR-FULLER & TURNER 1999). Cette utilisation des sols particulière mais appropriée aux zones arides va-t-elle disparaître? La définition de droits officiels pour les pasteurs est-elle une solution pour diminuer la compétition avec les cultivateurs? L'accès par usufruit (OSTROM 1999) ou le soutien gouvernemental de la tradition indigène de l'hôte-étranger (TURNER 1999) sont deux de ces solutions foncières potentielles.

Hypothèse 7: séparément ou en combinaison, les trois stratégies suivantes de gestion des terres ont des conséquences différentes sur l'utilisation du sol: l'intégration du système cheptel-culture par la sédentarisation des troupeaux, la protection efficace du territoire pastoral contre l'extension des cultures, ou la mise en place d'aides gouvernementales qui favorisent l'intensification des superficies cultivées.

Les paradigmes qui concernent l'utilisation pastorale des terres ont évolué de l'approche classique d'une capacité de charge minimaliste dans les années 1970, vers le paradigme actuel de non-équilibre des écosystèmes (NIAMIR-FULLER & TURNER 1999). Dans l'approche classique, les pâtures possédaient une capacité de charge relativement constante et les excédents de bétail par rapport à cette capacité produisaient une dégradation des sols. Dans le modèle SALU, comme dans le paradigme de non-équilibre, la pluviométrie détermine la productivité en biomasse naturelle des pâtures. Néanmoins, un dépassement de la capacité de charge induit une dégradation des terres pastorales. Notons que la valeur de capacité de charge choisie dans le modèle tient compte de la transhumance des troupeaux et des estimations réelles du cheptel de la région soudano-sahélienne.

Hypothèse 8: le fait de postuler qu'un excédent de cheptel par rapport à une capacité de charge fixée conduit à une dégradation des terres ou, au contraire, le fait de postuler l'état de non-équilibre des pâtures et leur détermination exclusive par les fluctuations climatiques, ont des impacts différents sur les projections de l'utilisation du sol.

4.2.2. *Méthodologie d'analyse*

Ces hypothèses sont testées sur base de scénarios. Les projections d'utilisation du sol issues de chaque scénario sont comparées. Cette comparaison se fait à l'échelle nationale, en utilisant des données du Burkina Faso. Les valeurs annuelles des variables exogènes du modèle (populations humaines rurale et urbaine, population animale, précipitations et importations de céréales), de 1961 à 1997, sont extraites de la base de données Faostat (FAO 1995) et des séries de précipitations

mensuelles issues d'une cartographie globale dont la résolution est de 2,5° en latitude et 3,75° en longitude (DOHERTY *et al.* 1999). Les extrapolations de la population humaine pour la période de 1997 à 2015 sont basées sur les données du PNUD (FAO 1998). Des fonctions linéaires sont à la base des extrapolations de population animale et d'importations de céréales. L'extrapolation de la pluviométrie est fixée à la moyenne pluviométrique mesurée entre 1961 et 1990. Une sécheresse bisannuelle se reproduisant tous les dix ans est simulée, avec une première apparition en 1962/63. Ainsi, une série temporelle de valeurs observées pour 1961-1997 et de valeurs extrapolées pour 1997-2015 est disponible pour chaque variable exogène.

Certains scénarios combinent les valeurs observées et projetées pour une ou plusieurs variables exogènes et les valeurs constantes pour les autres variables exogènes. Pour d'autres scénarios, des paramètres ou des parties du modèle lui-même ont été légèrement modifiés. La plupart des hypothèses sont testées en comparant deux scénarios (tab. 15 et 16).

Tableau 15

Sources de données et valeurs pour le Burkina Faso utilisées dans les scénarios

	Sources de données pour les observations (1961/1997)	Sources de données pour les projections (1998/2015)	Valeurs constantes
Population rurale	FAO (1998)	projections PNUD (FAO 1998) + extrapolations annuelles	4 327 000 hab. (1961)
Population urbaine	FAO (1998)	projections PNUD (FAO 1998) + extrapolations annuelles	221 000 hab. (1961)
Bétail	FAO (1998) mesuré en équivalent de poids	extrapolation linéaire de 1992-1997	2 132 000 UBT (1961)
Pluviométrie	DOHERTY <i>et al.</i> (1999)	moyenne des précipitations avec sécheresse bisannuelle (574,9 mm) tous les 10 ans	767,8 mm (moyenne de 1961-1990)
Importations de céréales	FAO (1998)	extrapolation linéaire de 1961-1998 (FAO 1998)	—

Hypothèse 1: l'impact sur l'utilisation du sol d'un scénario de changement de pluviométrie est comparé à l'impact d'un scénario de croissance démographique. Le premier scénario associe la pluviométrie observée et projetée avec des valeurs constantes pour toutes les autres variables exogènes. Le second scénario associe les valeurs observées et projetées pour les populations (rurale, urbaine et animale) avec les valeurs constantes pour toutes les autres variables exogènes.

Tableau 16
Définition de scénarios de changement d'utilisation du sol. «Obs.» signifiant données observées et «proj.» signifiant données projetées

Titre du scénario	Population rurale	Population urbaine	Bétail	Pluviométrie	Importations de céréales	Paramètres
Population rurale	obs. & proj.	constante	constant	moyenne	obs. & proj.	
Population urbaine	constante	obs. & proj.	constant	moyenne	obs. & proj.	
Bétail	constante	constante	obs. & proj.	moyenne	obs. & proj.	
Pluviométrie	constante	constante	constant	obs. & proj.	obs. & proj.	
Population humaine	obs. & proj.	obs. & proj.	constant	moyenne	obs. & proj.	
Population	obs. & proj.	obs. & proj.	obs. & proj.	moyenne	obs. & proj.	
Sécheresse avant la transition	obs. & proj.	obs. & proj.	obs. & proj.	moyenne, 1984/1985	obs. & proj.	
Sécheresse pendant la transition	obs. & proj.	obs. & proj.	obs. & proj.	minimum	obs. & proj.	
Sécheresse après la transition	obs. & proj.	obs. & proj.	obs. & proj.	moyenne, 1990/1991	obs. & proj.	
Standard	obs. & proj.	obs. & proj.	obs. & proj.	minimum	obs. & proj.	
10% d'augmentation de population	obs. & proj. + 10% par an	obs. & proj. + 10% par an	obs. & proj. constant	moyenne, 1996/1997	obs. & proj. + 10% par an	
10% d'augmentation en consommation	obs. & proj.	obs. & proj.	obs. & proj.	minimum	obs. & proj.	
Besoin calorique minimal	obs. & proj.	obs. & proj.	obs. & proj.	obs. & proj.	obs. & proj.	Consommation de céréales = 330 kg/hab./an
10% d'augmentation technologique	obs. & proj.	obs. & proj.	obs. & proj.	obs. & proj.	obs. & proj.	Consommation de céréales = 360 kg/hab./an
Intensification des cultures	obs. & proj.	obs. & proj.	obs. & proj.	obs. & proj.	obs. & proj.	Budget alloué aux intrants = 23%
Protection des terres pastorales	obs. & proj.	obs. & proj.	obs. & proj.	obs. & proj.	obs. & proj.	Budget alloué aux intrants = 100%
Capacité de charge = 3,5	obs. & proj.	obs. & proj.	obs. & proj.	obs. & proj.	obs. & proj.	Rapport entre terres pastorales et cultivées = 0,1
Capacité de charge = 10	obs. & proj.	obs. & proj.	obs. & proj.	obs. & proj.	obs. & proj.	Capacité de charge = 3,5 ha/UBT
Pâtures en non-équilibre	obs. & proj.	obs. & proj.	obs. & proj.	obs. & proj.	obs. & proj.	Capacité de charge = 10 ha/UBT
Intégration cheptel-culture	obs. & proj.	obs. & proj.	obs. & proj.	obs. & proj.	obs. & proj.	Pas de capacité de charge
						Consommation de biomasse = 2,3 t/UBT/an

Hypothèse 2: l'impact sur l'utilisation du sol de la croissance des populations rurale et urbaine est comparé au moyen de deux scénarios qui intègrent respectivement les valeurs observées et projetées de ces deux variables, les autres variables exogènes étant constantes.

Hypothèse 3: l'impact sur l'utilisation du sol de la croissance dans les populations humaines et animales est analysé en comparant un scénario considérant les valeurs observées et projetées du bétail, les autres variables étant de valeur constante, avec un scénario considérant les valeurs observées et projetées des populations urbaine et rurale, les autres variables étant de valeur constante.

Hypothèse 4: les valeurs observées et projetées des différentes variables exogènes sont progressivement combinées dans des scénarios successifs: population rurale, puis urbaine, ensuite bétail, et enfin pluviométrie. Par «scénario standard», l'analyse ci-dessous fait référence au scénario qui associe les séries temporelles de valeurs observées et projetées pour les cinq variables exogènes.

Hypothèse 5: l'effet du moment d'occurrence de la sécheresse est évalué en comparant l'impact sur l'utilisation du sol d'un scénario de référence (valeurs observées et projetées pour les trois variables exogènes de population avec une pluviométrie moyenne) avec trois autres scénarios pour lesquels deux ans de pluviométrie minimale (575 mm/an) sont introduits pendant la phase d'expansion (1984-85), pendant la transition de l'agriculture extensive à l'agriculture intensive (1990-91) et pendant la phase d'intensification (1996-97).

Hypothèse 6: les facteurs de la formulation $I = PAT$ sont représentés par la population humaine, la consommation moyenne par tête et l'utilisation d'intrants agricoles. Le scénario «standard» a été successivement modifié de trois façons: la simulation d'une augmentation de 10% de la population par rapport aux valeurs observées et projetées annuelles, une augmentation de 10% des besoins alimentaires par habitant (une augmentation de 20% est aussi simulée afin d'atteindre le niveau calorique de base qui correspond à 360 kg/habitant) et une augmentation de 10% dans la part maximale du revenu allouée à l'achat d'intrants agricoles. Un autre scénario combine ces trois modifications dans le scénario «standard». Contrairement au scénario de la quatrième hypothèse, celui-ci intègre des changements dans les variables exogènes et des modifications dans les valeurs des paramètres.

Hypothèse 7: l'intégration du système cheptel-culture par sédentarisation du troupeau est simulée par la modification du système nutritionnel du bétail. Les deux tiers, plutôt qu'un tiers de la consommation de biomasse, sont basés sur les résidus de culture (consommation de fourrage par le bétail = 2,3 tonnes/équivalent Unité Tropicale de Bétail). La protection des terres pastorales est simulée par l'allocation d'une partie minimale de chaque nouvelle demande de terre dans les terres pastorales (rapport entre terres pastorales et terres cultivées = 0,1).

Dans un troisième scénario, la demande de terre est diminuée par l'intensification agricole, en augmentant la part du revenu du ménage qui est destinée à l'achat d'intrants (jusqu'à 100%). Ce scénario de l'intensification agricole est également combiné aux deux scénarios précédents (l'intégration cheptel-culture et la protection des terres pastorales).

Hypothèse 8: le scénario «standard» intègre une capacité de charge (CC) de 1,25 ha/UBT. Le premier scénario reprend une valeur de capacité de charge moyenne, à laquelle BOUDET (1975) fait référence comme d'une capacité de charge pour une année normale (CC = 3,5 ha/UBT). Un second scénario intègre un niveau conservateur de la capacité de charge qui se rapporte à une capacité de charge d'année sèche (CC = 10ha/UBT). Un dernier scénario, qui représente l'état de non-équilibre de l'écosystème, ne comporte aucune limite de capacité de charge. Dans ce cas, seule la pluviométrie peut induire une diminution de la productivité de biomasse dans les pâtures.

Les projections d'utilisation du sol issues de ces scénarios sont comparées dans leur évolution des superficies pendant la période 1960-2015 et dans l'évolution des «indicateurs de pression» endogènes. Pour simuler l'inertie généralement observée dans la réponse des systèmes agricoles aux perturbations externes, toutes les séries temporelles ont été lissées par une moyenne mobile de trois années.

4.3. RESULTATS

Hypothèse 1: les sécheresses récurrentes, telles qu'elles se sont produites au cours des dernières décennies en Afrique de l'Ouest, ont un impact équivalent sur l'utilisation du sol à la croissance de population de cette région entre 1961 et 1996.

Cette hypothèse a pu être rejetée. Entre 1961 et 2015, le taux de déforestation était deux fois plus faible dans le scénario représentant les changements de pluviométrie (-0,4%) par rapport au scénario simulant la croissance de population (-1%). Dans le scénario des sécheresses récurrentes, les utilisations du sol pastorale et cultivée étaient stables sur le long terme, malgré de légères fluctuations interannuelles (fig. 6a). Dans l'autre scénario, la croissance de population induisait une nette diminution des terres pastorales en 1990, lorsque le niveau minimal des superficies d'extraction du bois de feu était atteint (fig. 6b). A ce moment, les terres étaient saturées et l'intensification agricole commençait.

Dans l'analyse des indicateurs de pression, le scénario simulant les sécheresses récurrentes ne présentait aucun stress. Au contraire, dans le scénario simulant la croissance de la population (fig. 6b), la saturation de l'espace en 1990 était suivie, en 1991, par une augmentation du coût de l'énergie alternative et par une diminution de la productivité en biomasse des pâtures. L'investissement en intrants agricoles commençait en 1999 et les rendements agricoles diminuaient à partir

de 2001. Ce dernier indicateur a révélé la diminution de la fertilité des sols due à un investissement insuffisant en intrants agricoles.

En conclusion, l'analyse des scénarios a révélé que la croissance de population exerce un stress plus important sur l'utilisation du sol que les sécheresses récurrentes. La fréquence temporelle des changements d'utilisation du sol était très différente dans ces deux scénarios: variabilité interannuelle contre tendances décennales. Les variables «lentes» comme la croissance de population définissent des changements à long terme dans le système alors que les variables «rapides» comme la pluviométrie font partie de la variation normale du système.

Hypothèse 2: la croissance démographique urbaine observée durant les dernières décennies en Afrique de l'Ouest a eu le même impact sur l'utilisation du sol que la croissance démographique rurale observée durant cette période.

Cette hypothèse a pu être rejetée. Le scénario simulant l'impact sur l'utilisation du sol de la croissance de population urbaine avait seulement atteint en 2015 (13×10^6 ha) le niveau de déforestation atteint en 1996 ($12,2 \times 10^6$ ha) par le scénario de la croissance de population rurale. Le taux de déforestation était plus faible dans le premier scénario ($-0,5\%$) (fig. 6c) que dans le second ($-0,8\%$) (fig. 6d). Dans les deux cas, l'expansion des superficies cultivées était la cause de la déforestation. Dans les projections de l'utilisation du sol avec la croissance de population rurale, le seuil de saturation de l'espace était atteint en 2007 (fig. 6d).

Aucun indicateur de pression n'apparaissait dans le scénario simulant la croissance de population urbaine. Au contraire, la croissance de population rurale provoquait en 2007 l'augmentation du coût de l'énergie alternative et la diminution de la productivité de la biomasse dans les pâtures (fig. 6b). En 2012, des investissements en intrants agricoles ont été nécessaires pour maintenir la fertilité des superficies cultivées. La dégradation des terres est apparue en 2012. Dans un processus de rétroaction positive, celle-ci a induit l'augmentation des superficies cultivées nécessaires pour produire la nourriture.

En conclusion, en dépit de la rapidité de la croissance de population urbaine dans les pays d'Afrique de l'Ouest, la croissance de population rurale représente toujours la force de changement démographique la plus importante. La population rurale constitue 80% de la population humaine.

Hypothèse 3: l'impact sur l'utilisation du sol causé par la croissance du cheptel est semblable en amplitude à l'impact de la croissance démographique.

Cette hypothèse n'a pu être rejetée, particulièrement en ce qui concerne la déforestation. Les superficies d'extraction du bois de feu en 2015 étaient égales pour les scénarios avec la croissance de population humaine (10×10^6 ha) et avec la croissance de population animale (9×10^6 ha). La croissance de population humaine induisait une expansion des superficies cultivées pendant que l'augmentation du cheptel causait une expansion des terres pastorales. L'espace était saturé

Superficies en ha

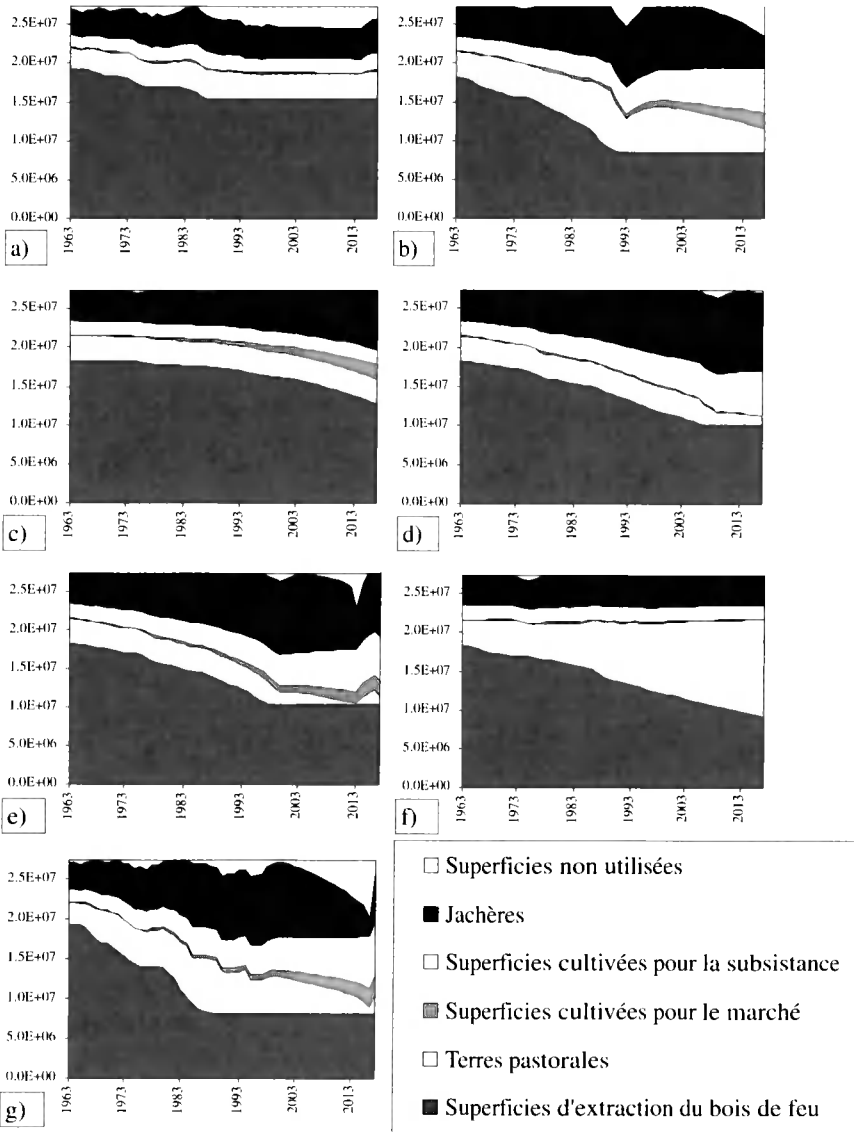


Fig. 5. — L'utilisation du sol simulée par le modèle dans les scénarios isolant ou combinant les variables exogènes: (a) changements de pluviométrie pour représenter les sécheresses récurrentes; (b) la croissance des populations rurale, urbaine et animale; (c) la croissance de population urbaine; (d) la croissance de population rurale; (e) la croissance des populations rurale et urbaine; (f) la croissance de population animale; (g) la croissance de toutes les variables exogènes (le scénario «standard»).

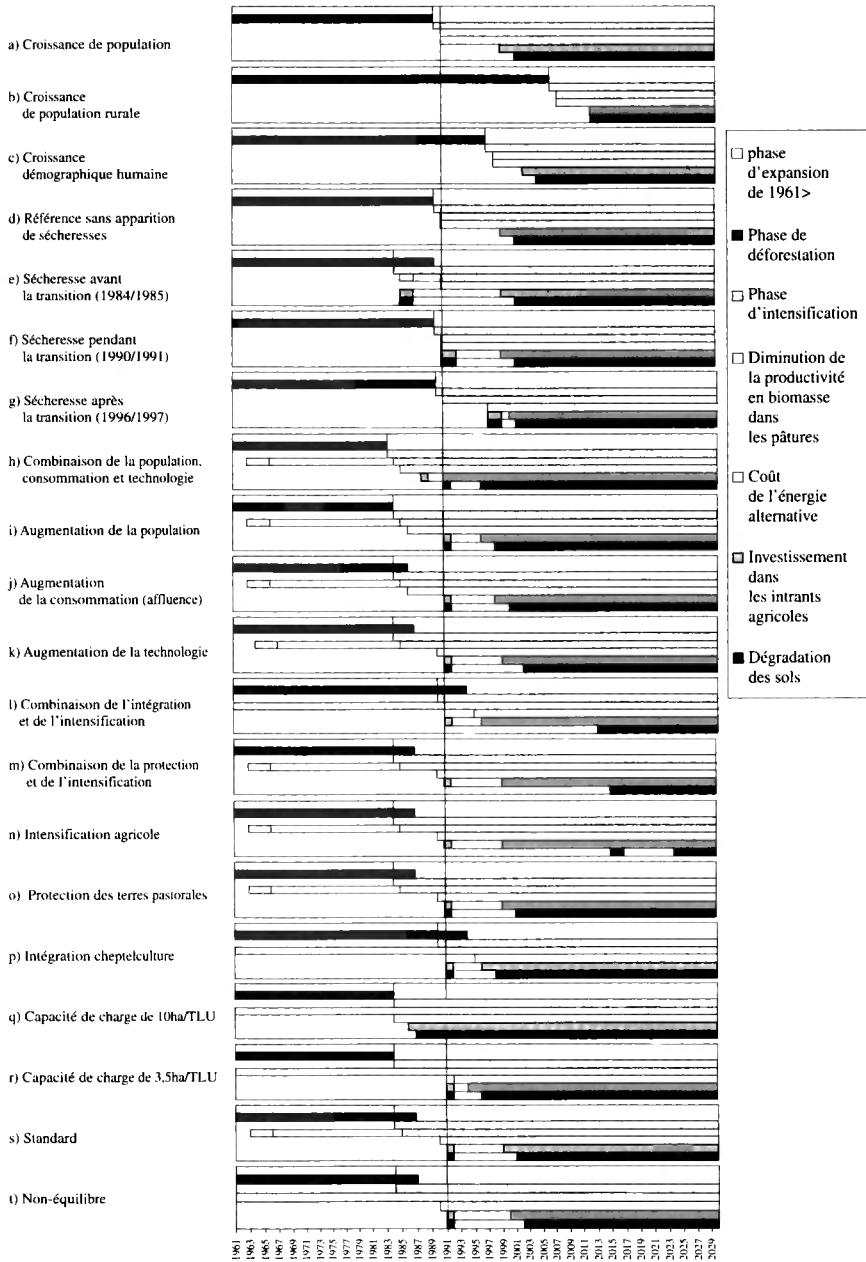


Fig. 6. — Apparition des seuils dans l'évolution de l'utilisation du sol et dans l'évolution des indicateurs de pression selon les scénarios (de a à t).

dès 1997 pour le scénario avec la croissance de population humaine (fig. 6e), ce qui n'était pas le cas avant 2015 pour l'autre scénario (fig. 6f). Ce seuil de saturation est suivi par l'apparition des pressions dans le premier scénario (fig. 6c).

En conclusion, l'amplitude des changements d'utilisation du sol était semblable dans les deux scénarios démographiques, mais la croissance de la population humaine provoquait la saturation de l'espace plutôt que la croissance du cheptel. En dépit du rôle des troupeaux dans la région soudano-sahélienne, la démographie humaine a plus d'impact que le bétail sur l'utilisation du sol.

Hypothèse 4: dans la région soudano-sahélienne, la conjonction de plusieurs forces de changement a plus d'impact sur l'utilisation du sol qu'une force de changement isolée.

Cette hypothèse n'a pu être rejetée. Dans les scénarios précédents qui n'intégraient qu'une force de changement (par ex. la population urbaine, la pluviométrie ou le bétail), aucune saturation de l'espace n'apparaissait avant 2015. Avec la croissance de la population rurale, la saturation de l'espace était néanmoins apparue en 2006 (fig. 6b). Ce seuil était atteint en 1997 quand la croissance de la population urbaine était ajoutée, en 1990 quand la croissance du bétail était encore ajoutée, et en 1987 quand les changements dans toutes les variables exogènes étaient représentés dans le scénario «standard» (fig. 6a, c, s). Dans la plupart des scénarios, la fin de la déforestation coïncidait avec le début de la phase d'intensification. Dans le scénario standard, l'intensification apparaissait déjà en 1984 alors que la déforestation continuait jusque 1987 (fig. 6s).

Les indicateurs de pression ont conduit à la même conclusion. Dans la plupart des scénarios simulant une seule force de changement, les indicateurs ne signalaient aucune pression, à l'exception du scénario avec la croissance de population rurale (fig. 6b). Quand la croissance de population rurale était combinée, tout d'abord, à la croissance de la population urbaine, ensuite, aux croissances des populations urbaine et animale, et enfin, aux deux croissances précédentes et aux sécheresses récurrentes, le système d'utilisation du sol enregistrait de plus en plus tôt l'apparition des indicateurs de pression (fig. 6a, c, s).

En conclusion, l'augmentation du stress enregistrée par le système d'utilisation du sol soudano-sahélien est progressive lors de l'addition des forces de changement. Les changements d'utilisation du sol dans la région soudano-sahélienne procèdent de la conjonction des facteurs humains et biophysiques. Les politiques d'intervention ne peuvent tenter d'intervenir que sur certaines de ces variables exogènes humaines.

Hypothèse 5: des événements secs, d'amplitude et de durée similaires, peuvent avoir des conséquences différentes sur l'utilisation du sol en fonction de l'état du système agricole au moment d'occurrence de ces événements.

Cette hypothèse n'a pu être rejetée. Les trois sécheresses simulées ont eu des impacts différents sur l'utilisation du sol en fonction du moment où elles se sont

déroulées; avant (en 1984-85), pendant (en 1990-91) ou après (en 1996-97) la transition de l'agriculture extensive à l'agriculture intensive. Dans le scénario simulant une sécheresse durant la phase d'expansion (en 1984-85), les terres pastorales diminuaient pendant la sécheresse mais retrouvaient le niveau du scénario de référence après l'événement sec (fig. 7). Ce scénario de référence associe la pluviométrie moyenne avec les valeurs observées et projetées des trois forces de changement démographique. Dans ce scénario de référence, la saturation de l'espace n'apparaissait qu'en 1990 (fig. 6d). Dans le scénario simulant une sécheresse pendant la phase d'expansion, en 1984-85, la saturation de l'espace se produisait en 1984, alors que la déforestation continuait jusqu'en 1990 (fig. 6e, f, g). Pendant les deux années de sécheresse, le processus d'intensification commençait mais, par après, les superficies cultivées et les terres pastorales reprenaient leur expansion aux dépens des superficies d'extraction du bois de feu comme dans le scénario de référence. Les sécheresses simulées en 1990-91 et 1996-97 se sont produites dans un système d'utilisation du sol qui était déjà dans un processus d'intensification et où l'espace était déjà rare. Dans ces cas-là, la diminution des terres pastorales pendant la sécheresse était plus faible, mais après la sécheresse, les terres pastorales ne retrouvaient pas le niveau du scénario de référence (fig. 7). Les superficies cultivées ont augmenté pendant les épisodes secs simulés avant et pendant la transition de l'agriculture extensive à l'agriculture intensive. Par contre, elles n'ont pas augmenté pendant l'épisode sec simulé lors de la phase d'intensification. Cela s'explique par le fait que les rendements des cultures sont simulés pour diminuer proportionnellement à la diminution de pluviométrie. Pendant les sécheresses, des superficies cultivées plus importantes (ainsi que des jachères) sont nécessaires pour nourrir la population. Quand l'événement sec est simulé pen-

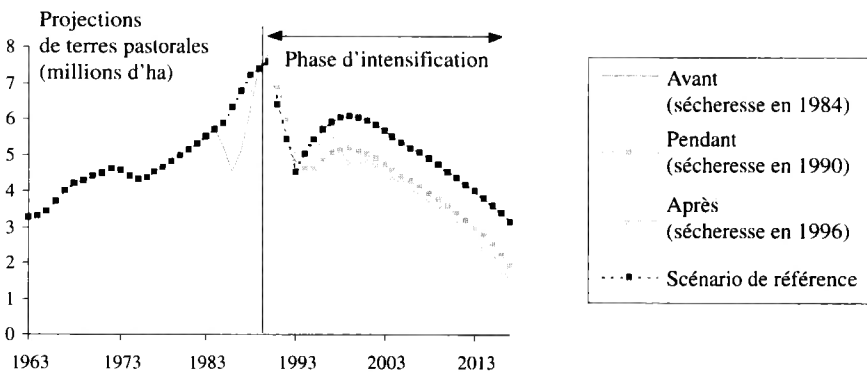


Fig. 7. — L'utilisation pastorale du sol simulée par le modèle dans les scénarios évaluant l'influence d'une sécheresse avant (en 1984-85), pendant (en 1990-91) et après (en 1996-97) la transition entre l'agriculture extensive et l'agriculture intensive, en faisant référence à un scénario combinant les croissances de toutes les variables démographiques avec la pluviométrie moyenne.

dant la phase d'intensification, l'augmentation de la demande de terres est satisfaite aux dépens des terres pastorales et des jachères. La diminution des jachères compense alors l'augmentation des superficies cultivées pour le marché et pour la subsistance, et les superficies cultivées apparaissent constantes.

Les indicateurs endogènes ont aussi révélé l'effet de la simulation d'une sécheresse sur le système d'utilisation du sol en transition entre l'agriculture extensive et intensive. Les investissements dans les intrants agricoles et la dégradation des sols sont apparus de plus en plus tôt dans les scénarios simulant la sécheresse bisannuelle avant, pendant et après la transition (l'utilisation des intrants respectivement en 1985, 1991 et 1997 par rapport à 1999 pour le scénario de référence avec les séries temporelles de pluviométrie moyenne). Cependant, dans les simulations d'une sécheresse avant et pendant la transition, ces pressions ont disparu après la sécheresse et sont réapparues plus tard, aux même dates que le scénario de référence. En 2001, le niveau de dégradation des sols dans tous les scénarios a démontré que les systèmes agricoles sont résilients à la sécheresse se produisant avant la transition (-7kg/ha comme dans le scénario de référence) et ne le sont pas lorsque l'épisode sec est simulé pendant et après la transition ($-8,5\text{kg/ha}$).

En conclusion, le moment d'occurrence de la sécheresse influence l'impact qu'elle peut avoir sur l'utilisation du sol. Lorsqu'une sécheresse se produit dans une région dominée par l'agriculture extensive, avant que la saturation de l'espace ne soit atteinte, le système d'utilisation du sol enregistre la pression mais y est résilient. Lorsque la sécheresse se déroule pendant ou après la transition entre l'agriculture extensive et l'agriculture intensive, les impacts persistent sur le long terme. Ceci suggère que le type de système d'utilisation du sol détermine largement la vulnérabilité d'une société à la sécheresse.

Hypothèse 6: des changements équivalents en matière d'utilisation du sol sont associés à des augmentations similaires des trois facteurs suivants: le nombre d'habitants, la consommation moyenne par tête (affluence), et la technologie utilisée dans l'intensification agricole.

Cette hypothèse a pu être rejetée. Tous les scénarios comparant les facteurs de la formule $I = PAT$ ont présenté les mêmes superficies pastorales durant la phase d'expansion (fig. 8). Dans la phase d'intensification, un impact sur l'utilisation du sol très différent était enregistré pour le scénario simulant la conjonction des trois facteurs de la formule IPAT et pour les scénarios simulant les augmentations de 10% dans chacun des trois facteurs séparément. Pour le scénario combinant les trois facteurs, l'intensification débutait en 1983, un an avant le début de l'intensification pour les scénarios avec un seul facteur (fig. 6h, i, j, k). La déforestation finissait en 1984 pour le scénario simulant l'augmentation de population, en 1986 pour le scénario avec une augmentation du niveau de consommation, et en 1987 pour la simulation d'une augmentation dans l'utilisation d'intrants. Notons qu'une simulation de 20% d'augmentation dans la consommation de céréales (ce qui correspond au besoin calorique minimal) enregistrait la fin de la déforestation en 1984.

En 1983 et 1984, le début de l'intensification agricole induisait une nette diminution des terres pastorales expliquée par l'expansion des superficies cultivées dans le scénario qui simule l'augmentation de population et dans celui qui associe les trois facteurs (fig. 8).

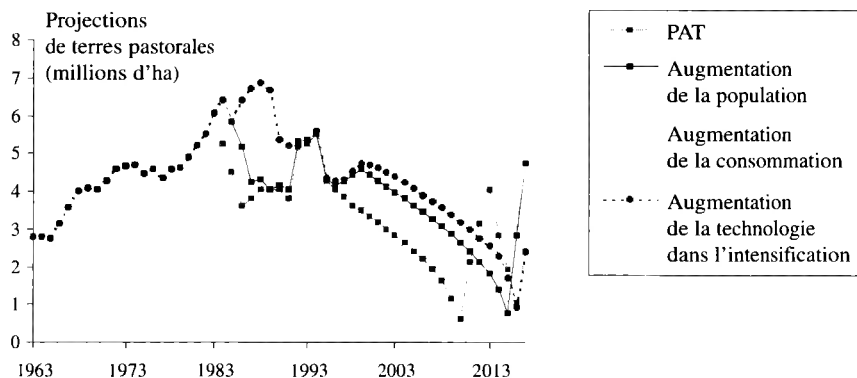


Fig. 8. — L'utilisation pastorale du sol simulée par le modèle dans les scénarios représentant les trois facteurs de la formule $I = PAT$, une augmentation de 10% de la population, une augmentation de 10% dans le niveau de consommation par habitant, et une augmentation de 10% dans le budget alloué aux intrants agricoles.

Les scénarios se sont également distingués dans les dates d'apparition de la plupart des indicateurs de la pression ressentie par le système d'utilisation du sol (fig. 6h, i, j, k). Alors qu'une source d'énergie alternative était déjà nécessaire en 1985 pour le scénario combinant les trois facteurs, et en 1986 pour les scénarios avec les augmentations de la population et de la consommation, il n'apparaissait qu'en 1990 pour le scénario avec le changement technologique. L'utilisation d'intrants agricoles apparaissait pour un an en 1991 pour tous les scénarios simulant un seul facteur et déjà en 1988 pour les scénarios combinant les trois facteurs. Pour tous les scénarios, la dégradation des sols apparaissait seulement une année en 1991. Pour le scénario combinant les trois facteurs, la dégradation devenait irréversible en 1996. Pour les trois scénarios simulant le changement dans un seul facteur, ce phénomène se produisait respectivement en 1998 pour l'augmentation de population, en 2000 pour l'augmentation de consommation et en 2002 pour le changement technologique.

En conclusion, ces simulations ont permis d'ordonner les trois facteurs de la formule $I = PAT$ par la diminution de leur impact sur l'utilisation du sol: population, consommation et technologie. Une augmentation de 10% de la population par rapport aux taux observés durant les dernières décennies présente un impact sur l'utilisation du sol équivalant à une augmentation de 20% de la consommation. La conjonction des trois facteurs induit une plus grande diminution des superficies pastorale et cultivée que les facteurs pris isolément.

Hypothèse 7: séparément ou en combinaison, les trois stratégies suivantes de gestion des terres ont des conséquences différentes sur l'utilisation du sol: l'intégration du système cheptel-culture par la sédentarisation des troupeaux, la protection efficace du territoire pastoral contre l'extension des cultures, ou la mise en place d'aides gouvernementales qui favorisent l'intensification dans les superficies cultivées.

Cette hypothèse n'a pu être rejetée. Étonnamment, les simulations de l'utilisation du sol pour les scénarios avec une protection des terres pastorales et avec un support de l'intensification agricole n'étaient pas très différentes (fig. 9). L'intensification commençait en 1984 et la déforestation s'arrêtait en 1987 pour les deux scénarios (fig. 6n, o). Pour le scénario simulant l'intégration cheptel-culture, la phase d'expansion ne se terminait qu'en 1990 et la déforestation en 1994 (fig. 6p). Ce dernier scénario présentait des superficies pastorales nettement plus faibles dans la phase d'expansion mais une vitesse de décroissance semblable aux deux autres scénarios dans la phase d'intensification (fig. 9). Dans la phase d'intensification, le scénario simulant une protection des terres pastorales présentait, comme prévu, les superficies pastorales les plus importantes; le scénario simulant l'intensification agricole présentait des superficies moins élevées. Le scénario avec l'intégration du système cheptel-culture avait le plus petit pâturage disponible. Lorsque l'intensification agricole est simulée en plus de chacun des scénarios précédents (l'intégration cheptel-culture et la protection des terres pastorales), les superficies cultivées et les terres pastorales ne sont que légèrement diminuées.

L'analyse des indicateurs de pression a confirmé la similitude entre le scénario considérant la mesure de protection des terres pastorales et le scénario considérant l'intensification agricole. Une énergie alternative était nécessaire en 1990 pour

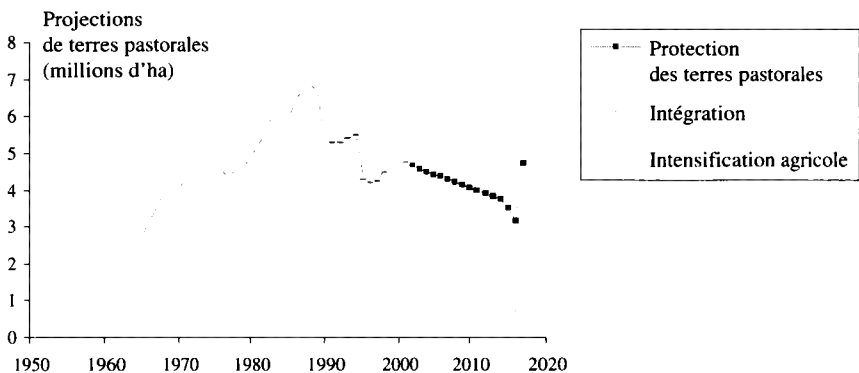


Fig. 9. — L'utilisation pastorale du sol simulée par le modèle dans les scénarios intégrant différentes options de gestion des terres: la sédentarisation des troupeaux et l'utilisation des résidus de culture dans l'alimentation du bétail («intégration»), l'investissement le plus élevé possible en matière d'intrants agricoles («intensification agricole») et l'allocation des terres afin d'exclure les cultures des terres pastorales («protection des terres pastorales»).

ces deux scénarios, et seulement cinq ans plus tard pour le scénario de l'intégration cheptel-culture (fig. 6n, o, p). L'utilisation des intrants agricoles apparaissait pour une année en 1991 pour les trois scénarios. La dégradation irréversible des sols apparaissait en 1998 pour le scénario avec l'intégration cheptel-culture, en 2001 pour le scénario simulant la protection des terres pastorales et seulement temporairement en 2015 pour le scénario avec l'intensification agricole. En combinant l'intensification agricole avec chacun des deux autres scénarios, la dégradation des terres était largement retardée (fig. 6l, m).

En conclusion, ces différentes options de gestion du pastoralisme présentaient un impact sur le système général de l'utilisation du sol étonnamment similaire. Néanmoins, la diminution des terres pastorales était plus importante pour le scénario simulant l'intégration cheptel-culture. Les superficies disponibles pour le pâturage des troupeaux augmentaient pour les scénarios simulant l'intensification agricole et la protection des terres pastorales. La dernière stratégie semble conduire à un meilleur équilibre entre les différentes utilisations du sol.

Hypothèse 8: le fait de postuler qu'un excédent de cheptel par rapport à une capacité de charge fixée conduit à une dégradation des terres ou, au contraire, le fait de postuler l'état de non-équilibre des pâtures et leur détermination exclusive par les fluctuations climatiques, ont des impacts différents sur les projections de l'utilisation du sol.

Cette hypothèse n'a pu être rejetée. Une diminution de la capacité de charge de 1,25 ha/UBT dans le scénario «standard» à 3,5 ha/UBT et 10 ha/UBT a eu un impact important sur l'utilisation du sol, et principalement sur les terres pastorales (fig. 10). Au contraire, l'absence de limite de capacité de charge, qui simule un système pastoral dans un état de non-équilibre, n'a pas conduit à des différences par rapport au scénario «standard». Quantitativement, le taux annuel de changement dans toutes les utilisations du sol des deux derniers scénarios était exactement le même dans la phase d'expansion. Les différences par rapport au scénario «standard» n'apparaissaient que dans la phase d'intensification, par un taux de changement dans les terres pastorales légèrement inférieur (-3% à la place de $-3,5\%$ par an) et une diminution des jachères (-1% à la place de $-2,5\%$ par an). Dans le modèle, quand aucune diminution de la productivité en biomasse des pâturages ne résulte d'un dépassement de capacité de charge (c'est-à-dire pour le scénario de non-équilibre), les superficies qui ne sont pas utilisées pour le bétail (étant donné que la productivité est plus élevée en l'absence du phénomène de dégradation) deviennent accessibles au maintien de la fertilité par la jachère. Pour tous les scénarios, la phase d'intensification a débuté en 1984. Pour les deux scénarios qui simulaient la diminution de la capacité de charge, la déforestation se terminait à cette date, alors que pour le scénario «standard» et pour le scénario qui représente le système en non-équilibre, la déforestation continuait jusque 1987 (fig. 6q, r, s, t).

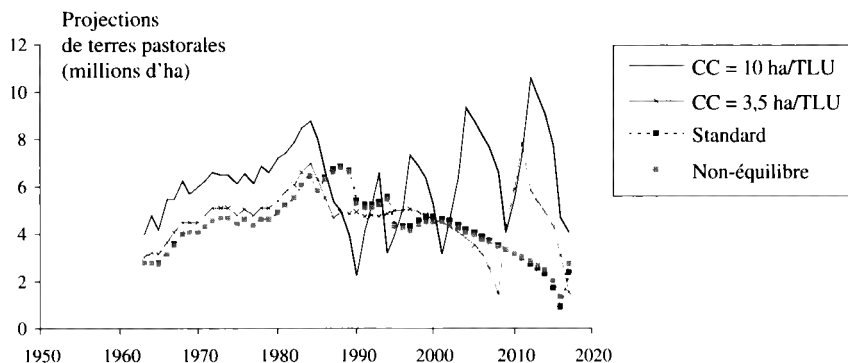


Fig. 10. — L'utilisation pastorale du sol simulée par le modèle dans les scénarios représentant une diminution de la capacité de charge de 1,25 ha/équ. UBT dans le scénario «standard»; 3,5 ha/UBT dans le scénario «CC = 3,5»; 10 ha/UBT dans le scénario «CC = 10», jusqu'à la disparition de la relation entre la biomasse des pâturages et la capacité de charge dans le scénario de «non-équilibre».

L'analyse des indicateurs de pression a montré qu'une dégradation irréversible des sols apparaissait déjà en 1987 pour le scénario avec une CC de 10 ha/UBT, en 1996 pour le scénario avec une CC de 3,5 ha/UBT, en 2001 pour le scénario «standard» et en 2002 pour le scénario du système pastoral en non-équilibre (fig. 6q, r, s, t).

En conclusion, les simulations ont démontré que de faibles capacités de charge ont un large impact sur le système d'utilisation du sol. La disparition de ce seuil de charge des pâturages dans le modèle initial a présenté de très faibles changements dans l'utilisation du sol. La productivité en biomasse des pâturages est déterminée par la pluviométrie pour les deux scénarios mais reste inchangée en fonction de la charge de bétail pour le scénario simulant l'état de non-équilibre des pâtures. La diminution de la productivité en biomasse des terres pastorales dans le scénario «standard» a néanmoins des conséquences sur l'espace en jachère et le maintien de la productivité des superficies cultivées.

4.4. DISCUSSION

A travers ces simulations basées sur des scénarios, avons-nous appris quelque chose sur le modèle SALU ou sur les forces et processus de changement d'utilisation du sol au Sahel? Puisqu'une description exacte d'un système réel est virtuellement impossible (LEVINS 1966, PAPAGEORGIOU 1982, CASWELL 1988, WU *et al.* 1996), ces expériences de simulations ont permis d'examiner la consistance de la réponse du modèle à de simples stimuli (DORWARD 1996). Cette analyse de scénarios est donc un test de la sensibilité du modèle à des «variations plausibles»

de ses facteurs exogènes (LAND & SCHNEIDER 1987). La consistance des simulations a été évaluée sur base d'une vaste revue de la littérature, principalement des études de cas sur l'utilisation du sol au Sahel. Donc, cette consistance dans les résultats des simulations a amélioré la confiance accordée dans la validité du modèle SALU.

La plupart des hypothèses n'ont pas été rejetées par les résultats des simulations. Les trois hypothèses rejetées ont révélé l'impact important de la croissance de la population rurale sur l'utilisation du sol au Sahel, qui était déjà signalé par de nombreux auteurs (TRAORE 1979, RAYNAUT *et al.* 1988, OCDE 1988, LEE *et al.* 1988, BUISSROGGE 1989, MATLON & ADESINA 1997, RAYNAUT 2001). Les résultats de ces simulations à l'échelle régionale convergent donc avec l'expertise issue de la comparaison d'études de cas locales. Cette convergence suggère que la plupart des processus importants dans les changements d'utilisation du sol dans la région sont bien représentés par le modèle. Il est totalement improbable qu'une telle convergence soit issue d'artefacts de modélisation.

La validation d'un modèle ne veut pas dire que celui-ci est vrai mais qu'il permet de générer des hypothèses pertinentes par rapport à d'importants problèmes réels (LEVINS 1966). Un modèle valide fournit un cadre général qui décrit la dynamique du système et qui traite les problèmes à l'échelle régionale (KRUMMEL *et al.* 1986, CASWELL 1988, MARTIN 1996, COSTANZA *et al.* 1998). Les simulations des scénarios réalisées dans cette étude fournissent des informations réelles concernant la dynamique de l'utilisation du sol dans la région soudano-sahélienne. Par exemple, l'étude a mis en évidence le besoin d'une distinction entre les forces de changement à long et à court terme, et le besoin de prendre en compte le moment d'occurrence des perturbations par rapport aux transitions entre des phases différentes d'utilisation du sol.

Les résultats doivent être interprétés en termes d'évolution générale et de seuils, et pas comme des dates et des nombres exacts. La comparaison des hypothèses a révélé des impacts plus importants ou plus faibles de certaines forces de changement mais les représentations quantitatives ne sont que des estimations. L'apparition des pressions dans les simulations de l'utilisation du sol signale des seuils dans l'évolution du système mais le moment exact de cette apparition est seulement indicatif. Par exemple, les trois hypothèses rejetées suggèrent un impact plus important de: (i) la croissance de la population par rapport aux autres facteurs de la formule $I = PAT$; (ii) la croissance de la population rurale par rapport à la croissance de la population; (iii) la croissance des populations humaines et animales par rapport aux sécheresses récurrentes. La croissance de la population urbaine, les sécheresses récurrentes, le niveau de consommation (affluence) et le changement technologique peuvent être vus comme des événements perturbateurs alors que la croissance de la population rurale définit les tendances à long terme. Ainsi, les simulations de SALU ont fourni des informations utiles afin de mieux comprendre les processus de changement de l'utilisation du sol dans les pays soudano-sahéliens.

4.5. CONCLUSION

SALU est un modèle dynamique de simulation qui intègre les forces humaine et biophysique. Les simulations ont mis en évidence les interactions entre les forces de changement de l'utilisation du sol. Les scénarios de changement d'utilisation du sol ont fourni plusieurs informations concernant la dynamique de cette utilisation du sol. La croissance de la population rurale fait subir un plus grand stress démographique à l'utilisation du sol que la croissance de la population urbaine. La croissance de la population urbaine considérée isolément n'implique aucune saturation de l'espace et donc aucune intensification de l'utilisation agricole dans les prochaines décennies. Les risques démographiques ont plus d'impact sur l'utilisation du sol que les sécheresses récurrentes. La force de changement démographique est une variable lente mais a un impact plus important sur l'utilisation du sol que des variables à haute fréquence de variation comme la pluviométrie. Notons que les interventions politiques peuvent seulement en partie contrôler les variables démographiques, alors que les sécheresses restent aléatoires. La modélisation de l'utilisation du sol basée sur des changements dans une seule variable exogène est une simplification à l'extrême de la réalité. Les changements d'utilisation du sol interviennent lors des interactions entre les variables exogènes. De plus, le moment d'occurrence de la sécheresse, en fonction des transitions dans le système d'utilisation du sol, a un impact considérable sur les changements d'utilisation du sol. La résilience, et donc la vulnérabilité, à la sécheresse dépend du niveau d'intensification agricole. Une sécheresse affectant une région où l'espace n'est pas saturé, et donc dans une utilisation agricole extensive, a moins d'impact qu'une sécheresse identique survenant lorsque le système agricole est intensifié, et que l'espace est rare. Dans ce dernier cas, la sécheresse peut avoir des impacts irréversibles sur l'utilisation du sol en conduisant le système dans une nouvelle trajectoire de changement d'utilisation du sol.

Les simulations du modèle SALU ont été utilisées afin de tester des théories concernant les forces de changement de l'utilisation du sol. Dans la formule *IPAT*, la population semble avoir plus d'impact sur l'utilisation du sol de la région soudano-sahélienne que la technologie. Le modèle SALU peut aussi être employé à la comparaison de stratégies de gestion de l'utilisation du sol: l'intégration du système cheptel-culture par la sédentarisation du troupeau, l'intensification agricole et la protection du territoire pastoral. L'augmentation progressive de la disponibilité en superficies dans ces trois scénarios suggère que les politiques qui ont pour but de protéger un espace pastoral adoptent la meilleure stratégie de gestion des terres pour maintenir l'utilisation traditionnelle de la gestion des pâturages. Les différences entre les deux paradigmes opposés concernant le pastoralisme ont également fait l'objet de simulations. La simulation d'un objectif conservateur dans la gestion de la charge en bétail a beaucoup d'effet sur l'utilisation du sol. Simuler un système en état de non-équilibre ne conduit pas à de grandes différences

en matière d'utilisation du sol, puisque la capacité de charge utilisée par SALU n'est pas calculée dans un objectif conservateur.

En conclusion, des théories et hypothèses générales sur les changements d'utilisation du sol peuvent être analysées par des simulations utilisant SALU. En examinant les implications environnementales, sociales et économiques de plusieurs scénarios d'utilisation du sol, l'approche de modélisation adoptée pour SALU peut fournir une aide à la décision.

NOTE

- [1] Adapté de: STEPHENNE, N. & LAMBIN, E. F. 2002. Scenarios of land-use changes in Sudano-sahelian countries of Africa: understanding the driving forces of environmental change. — *Geojournal* (forthcoming).

5. Conclusions

5.1. DEMARCHE DE MODELISATION ET REPONSE A L'HYPOTHESE DE BASE

Comme beaucoup d'études géographiques, cette recherche s'est focalisée sur l'interface entre l'environnement et la société à l'échelle de la région (LIVERMAN 1994, GIBSON *et al.* 1998). L'intérêt d'une interface où les changements sont particulièrement nombreux et fréquents, a orienté le choix de la région d'étude vers la frange sahéenne de l'Afrique de l'Ouest. Cette région conjugue un environnement semi-aride et des conditions de vie difficiles. L'estimation et la prédiction de l'évolution de l'utilisation du sol dans cette région permettent de mieux comprendre l'interaction entre les sociétés soudano-sahéliennes et leur environnement. Etant donné le caractère des changements d'utilisation du sol, les projections passées et futures de ces changements ne peuvent être produites que par un modèle de simulation dynamique. En effet, la production de projections à long terme nécessite la compréhension de processus qui se modifient dans le temps comme les interactions entre les causes de changements, les seuils dans l'évolution, les rétroactions et le lien de cause à effet avec le climat, particulièrement variable dans la région. L'appréhension de la dynamique de l'utilisation du sol dans la région soudano-sahélienne est obtenue par l'intégration de l'information contenue dans un grand nombre d'études de cas. La comparaison de ces différentes études permet de généraliser les causes de changement d'utilisation du sol et de les associer à des structures de changements spécifiques à la région étudiée. Généré selon cette démarche, SALU est un modèle dynamique de simulation qui représente les causes et les processus de changements d'utilisation du sol dans les pays soudano-sahéliens selon un ensemble d'équations d'équilibre et de règles logiques.

Développé et testé à l'échelle nationale du Burkina Faso, le modèle prédit des valeurs de superficies utilisées agrégées à l'échelle nationale. Cinq applications et tests variés ont été associés afin d'obtenir une relative confiance dans la validité du modèle dans sa finalité de représentation de l'utilisation du sol.

- Les taux de changement prédits par le modèle sont similaires aux taux mesurés dans différentes études de cas locales, à partir de données satellitaires à faible résolution spatiale (chap. 2). Dans la phase d'expansion par exemple, le taux de changement de 4,9% dans les simulations des superficies cultivées est semblable au taux de changement mesuré par LINDQVIST & TENGBERG (1993) dans le nord du Burkina Faso.
- L'analyse de la sensibilité du modèle à la variation de la valeur de ses vingt et un paramètres a été réalisée au moyen de cinq indices agrégés qui résument les changements dans les différentes simulations. La modification de la valeur des paramètres de 10% ne change pas de plus de 10% les écarts de projection

selon quatre indices sur cinq, calculés sur la période 1961-2015 dans les différentes utilisations du sol. Ce résultat majeur apporte une réelle confiance dans la faible sensibilité des projections au choix des valeurs de paramètres. Néanmoins, le modèle est sensible aux valeurs extrêmes définies par la littérature pour sept paramètres qui méritent, ultérieurement, d'être estimés plus précisément par des études de terrain ou des recherches agrométéorologiques locales (chap. 3).

- L'application du modèle à cinq autres pays de la région soudano-sahélienne (Sénégal, Mali, Niger, Tchad et Nigeria) a démontré la possibilité de généraliser la démarche de modélisation. La cohérence des projections de l'utilisation du sol au sein de la région a prouvé la robustesse de la représentation des processus d'utilisation du sol par le modèle. Une désagrégation par zone écoclimatique a été réalisée pour le Tchad et le Mali (la zone pastorale sahélienne et la zone soudanienne dominée par les cultivateurs) (STEPHENNE & LAMBIN 2001b).
- Les projections à l'échelle régionale générées par le modèle ont été comparées à la carte IGBP-DISCover d'occupation du sol en 1992/93, produite sur base de données de télédétection à 1 km de résolution (LOVELAND *et al.* 1999). La bonne correspondance entre les douze catégories d'occupation du sol de l'IGBP-DISCover et les cinq classes d'utilisation du sol de SALU a été une autre vérification de la qualité du modèle (STEPHENNE & LAMBIN 2001b).
- La cohérence des projections du modèle face à des forces de changement simplifiées et face à des variations «plausibles» des facteurs externes a été examinée sur base de l'expertise acquise par la revue de nombreuses études de cas de l'utilisation du sol dans la région. Cette analyse de scénarios a permis de vérifier la logique de la représentation des processus par le modèle (chap. 4).

La confiance en SALU obtenue suite aux résultats positifs de ces cinq tests a permis l'utilisation du modèle pour répondre à des hypothèses et scénarios plus élaborés afin d'améliorer la compréhension de l'évolution de l'utilisation du sol dans la région soudano-sahélienne.

La compréhension des processus de changement, des causes et des rétroactions déterminant l'utilisation du sol dans la région soudano-sahélienne est fondée sur la comparaison et la généralisation des études de cas traitant de la dynamique de l'utilisation du sol spécifiquement dans cette région. Cette connaissance de la réalité est suffisante pour représenter de manière dynamique et simplifiée l'utilisation du sol de la région puisque ce modèle a prouvé sa validité dans de nombreuses applications. Nous pouvons répondre par l'affirmative à l'hypothèse scientifique initiale de notre recherche.

5.2. RESULTATS ET DISCUSSIONS METHODOLOGIQUES

En vérifiant le modèle SALU, les applications précédentes valident la méthode de modélisation de l'utilisation du sol adoptée dans cette étude. Comme l'introduction de ce travail a tenté de le démontrer, la modélisation implique des choix,

entre autres quant à l'objectif du modèle, au format des résultats quantitatifs, au format des relations systémiques et à l'échelle d'analyse. Alors qu'un modèle empirique spatialement explicite, tel CLUE (VERBURG & VELDKAMP 2001), étudie l'utilisation du sol dans un cadre spatial et temporel limité par la disponibilité des données, les modèles de simulation tels IASA (FISCHER & SUN 2001) ou SALU qui extrapolent des processus décisionnels de la population, permettent de prédire des taux de changement sur de longues périodes de temps et donc de quantifier les changements d'utilisation du sol. Alors que IASA se base sur des comportements idéaux et économiques, SALU détermine l'utilisation du sol en se basant sur les données existantes et en utilisant les processus de choix agricoles définis par des études de cas locales. Contrairement aux modèles globaux, tel IMAGE (ALCAMO *et al.* 1998), la spécificité régionale est primordiale dans SALU. Ce modèle représente donc l'ordre de grandeur de l'évolution passée et future de l'utilisation du sol spécifique des pays soudano-sahéliens.

Sans être spatialement explicite, le modèle intègre la notion d'échelle dans ses principes de base, dans ses données, dans son application régionale et dans la désagrégation des résultats afin de les intégrer dans un modèle climatique. Cette notion d'échelle est propre à la géographie mais commune à d'autres sciences. Elle est primordiale dans les modèles multidisciplinaires spatiaux analysés dans l'introduction de ce travail (chap. 1). Puisque l'espace est continu par nature, toute division en aires ne peut qu'être arbitraire (OPENSHAW 1981). L'utilisation d'unités spatiales est pourtant une nécessité de toute étude quantitative, malgré la subjectivité de leur définition. Selon OPENSHAW (1981), l'agrégation spatiale est une partition de l'espace qui transforme des mesures effectuées sur des individus statistiques en mesures concernant des portions d'espace arbitrairement définies. Le problème du choix de l'unité, de la comparaison de données d'unités différentes et des mesures qui en découlent n'est pas nouveau et encore moins résolu. Néanmoins, beaucoup d'études actuelles insistent sur l'intérêt d'analyser les processus à plusieurs échelles. Si une dégradation des sols à l'échelle de l'ensemble du Sahel n'est pas reconnue, elle est mesurée localement (TENGBERG 1995, PRINCE *et al.* 1998, GRAY 1999). Les initiateurs de la théorie des systèmes agraires emploient la terminologie des «systèmes emboîtés», qui possèdent leurs propres diagnostics mais sont en interrelation les uns avec les autres (JOUVE & CLOUET 1984). Le terme de «hiérarchie de systèmes», allant de la plante à la région, est également utilisé (FRESCO & WESTPHAL 1988). L'écosystème est caractérisé agro-écologiquement à différentes échelles (ANDRIESSE *et al.* 1994). De ce principe découle la détermination des variables pertinentes aux différentes échelles d'analyse et les méthodes d'agrégation-désagrégation du modèle CLUE (VELDKAMP & FRESCO 1996, SCHOORL *et al.* 1997, KOK & VELDKAMP 2001). Tout en admettant la dépendance entre l'échelle et les variables explicatives, cette étude se base sur le principe de la généralisation des décisions du ménage à l'échelle du pays et de la région. GIBSON *et al.* (1998) considèrent que les processus décisionnels des régimes de propriété communautaire ou *common-pool resource* sont générali-

sables à différentes échelles et à différents niveaux de pouvoir. Pour TURNER (1999), la compréhension de la dynamique des changements régionaux de l'utilisation des sols nécessite de passer des échelles de l'explication locale à l'agrégation des effets de ces changements à l'échelle régionale. KRUMMEL *et al.* (1986) insistent également sur la nécessité de l'étude régionale de l'agriculture et de l'élevage même s'ils notent que la définition des facteurs déterminants reste souvent qualitative. Le choix de l'agrégation des processus décisionnels du ménage donne une dimension particulière à ce travail qui relève de l'abstraction. Le modèle représente donc un système d'utilisation du sol fortement agrégé et idéalisé qui n'est en aucune manière la réplique d'un système d'utilisation du sol d'une communauté particulière de la région. Néanmoins, la comparaison avec des données externes permet de confirmer la relative cohérence de cette abstraction. La question de l'agrégation peut être discutée également dans le choix des données exogènes. SALU utilise des données qui intègrent des techniques d'agrégation de mesures locales et d'extrapolation de recensement ponctuel. Ces techniques sont largement analysées dans les références fournissant ces données (chap. 4). La critique de ces données nécessiterait des enquêtes locales qui n'étaient pas l'objet de ce travail d'abstraction à l'échelle régionale. Un des principes de cette modélisation a donc été d'utiliser les données quantitatives existantes (chap. 1). Celles-ci ont la particularité de permettre une analyse temporelle des changements d'utilisation du sol. De plus, comme signalé à de nombreuses reprises dans ce travail, il faut relativiser la fiabilité des résultats du modèle. Ce problème de qualité des données et des techniques d'agrégation est commun aux données d'intrants, à l'application du modèle à d'autres bases de données nationales et à sa comparaison avec les données IGBPDis de résolution cellulaire.

Les avantages de ce genre de modèle résident dans la production de projections à long terme à des fins de simulation d'un impact sur le climat, mais également dans la création de scénarios concernant l'évolution passée ou future des changements d'utilisation du sol dans la région. Les inconvénients proviennent des simplifications inévitables dans un processus de modélisation. Les équations de productivité sont particulièrement simplifiées, les paramètres de ces équations ont d'ailleurs révélé une légère sensibilité. Mais la simplicité des équations facilite leur appréhension et donc leur adaptation par de nombreux utilisateurs potentiels.

La modélisation de l'utilisation du sol étant une discipline récente, peu d'études font référence à l'analyse de la sensibilité d'un modèle de l'utilisation du sol. L'analyse de sensibilité effectuée dans ce travail préconise le calcul de cinq indices agrégés afin de résumer les changements dans les simulations et la comparaison de la sensibilité des paramètres selon ces indices. Cette analyse a révélé les avantages de l'indice agrégé de la moyenne par rapport aux autres, et propose l'utilisation de cet indice si le calcul de tous les indices est impossible.

5.3. RESULTATS PRINCIPAUX QUANT A LA COMPREHENSION DE L'UTILISATION REGIONALE DU SOL

Le développement d'un modèle de l'utilisation du sol dans la région soudano-sahélienne permet d'estimer, de prédire et donc de mieux comprendre l'évolution de cette utilisation en fonction des forces en présence. Grâce à la confiance obtenue dans la capacité du modèle à représenter la réalité de l'utilisation du sol dans la région soudano-sahélienne, d'importants éléments de compréhension de la dynamique à long terme, de l'évolution régionale et des effets de décisions politiques ou individuelles sur l'utilisation des sols sont révélés dans les simulations du modèle.

Dans les simulations, certains comportements ont mis en évidence le caractère dynamique de l'utilisation du sol dans la région soudano-sahélienne. Parmi ces comportements dynamiques, les projections de SALU révèlent: (i) la distinction entre forces de changement à long et à court terme; (ii) différents impacts d'un changement dans les variables exogènes en fonction du moment d'occurrence de ce changement par rapport à la transition entre les phases du système agricole; (iii) l'importance du moment d'apparition des pressions au sein des différents sous-systèmes, révélatrice de changements irréversibles dans les simulations à long terme; (iv) l'effet cumulatif des rétroactions sur ces pressions; (v) les conséquences sur l'ensemble du système de la compétition entre les sous-systèmes pastoral et agricole. Ces éléments de la dynamique de l'utilisation du sol doivent, bien entendu, être interprétés en termes d'évolution générale et de seuils, et non dans la définition de quantités ou de dates précises. La comparaison des simulations de SALU a mis en évidence des impacts plus importants ou plus faibles de certaines forces de changement ou de certaines modifications dans les conditions de l'utilisation du sol mais les résultats quantitatifs ne sont que des ordres de grandeur. Ce dynamisme du système d'utilisation du sol est apparu dans la plupart des scénarios définis afin de tester la sensibilité du modèle lors de variations des variables exogènes ou lors de modifications de valeurs des paramètres (chap. 3 et 4).

Deux éléments majeurs dans le comportement des forces de changement sont révélés par les simulations de SALU. Un des premiers résultats de l'analyse des projections à long terme de l'utilisation du sol est la découverte de deux fréquences temporelles. Les variables climatiques impriment une fréquence élevée aux simulations tandis que la tendance à long terme est dérivée des variables démographiques (chap. 2). Un autre résultat majeur de la modélisation à long terme de l'utilisation du sol est la confirmation de l'importance de la conjonction des variables dans les modifications de cette utilisation du sol. Mais les modifications de l'utilisation du sol varient en fonction de l'état du système au moment où les forces de changement à haute et basse fréquences se conjuguent. La résilience du système d'utilisation du sol dépend du moment d'occurrence d'éléments perturbateurs, tels qu'un changement politique ou une sécheresse. Les modifications d'utilisation du sol ne sont irréversibles que lorsqu'une sécheresse, élément

perturbateur à haute fréquence temporelle caractéristique de cette région soudano-sahélienne, apparaît dans un système agricole en phase d'intensification (chap. 4).

Les projections passées et futures du modèle ont révélé l'ordre de grandeur de l'évolution de l'utilisation régionale du sol. A l'échelle du Burkina Faso, le modèle a prédit l'intensification de l'utilisation des sols dans le milieu des années 1980 et l'augmentation de la dégradation des terres dès le début des années 1990 (chap. 2). A l'échelle régionale, les simulations ont permis de définir des structures spatiales d'évolution homogène de l'utilisation du sol à long terme. En particulier, l'intensification apparaît plus tôt dans certaines parties de la région soudano-sahélienne comme le Sénégal, le nord du Nigeria et le Burkina Faso. En 1961, la région était dominée par les superficies d'extraction du bois de feu et par les terres inutilisées. En 1996, de larges différences régionales apparaissent quant à la distribution de l'utilisation et de l'occupation du sol. Dans toute la zone sahélienne et dans les zones soudaniennes du Tchad, du Mali et du Burkina Faso, l'expansion des superficies cultivées, des terres pastorales et des jachères a eu lieu aux dépens des superficies d'extraction du bois de feu. Ailleurs, comme dans le nord du Nigeria, les savanes sont largement éliminées suite à l'expansion des superficies cultivées (chap. 4).

5.4. OUTIL D'AIDE A LA DECISION

L'utilisation du sol est un des facteurs majeurs du changement environnemental global et du débat sur le développement durable de l'écosystème mondial (TURNER II & MEYER 1991, LAMBIN *et al.* 2000). Nourrir la population par une gestion équilibrée des systèmes de production est le défi à court et à long terme du développement durable de la terre (FISCHER *et al.* 2001, TILMAN *et al.* 2001). L'ensemble des méthodes de vérification de la validité du modèle ont induit la confiance dans sa représentation des processus réels de l'évolution de l'utilisation du sol. Cette confiance a autorisé l'utilisation du modèle comme un outil d'aide à la décision.

Cet outil, permettant de tester de nombreuses hypothèses quant à l'évolution des forces de changement de l'utilisation du sol, doit être utilisé en vue d'une gestion durable du système de production soudano-sahélien. Par la mise en situation réelle de l'équation entre l'offre et la demande en ressources de base de la population soudano-sahélienne, le modèle apporte une réponse quantitative à la satisfaction des besoins de la population et donc de la sécurité alimentaire de la région soudano-sahélienne. En simplifiant quantitativement la compétition entre les systèmes de production pastorale et agricole, ce modèle a également essayé de simuler l'évolution de la gestion de l'utilisation du sol régionale. L'utilisation de ce modèle afin de tester des modifications des composantes du système d'utilisation du sol a finalement répondu à certaines hypothèses ou théories concernant l'utilisation du sol (chap. 4). Les forces de changement de la formulation IPAT ont, par exemple, été comparées dans l'utilisation du sol soudano-sahélienne, et l'impact

de la population s'est révélé supérieur à celui de la technologie. L'utilisation du modèle dans la comparaison des stratégies de gestion des terres, telles l'intégration des systèmes agricole et pastoral, l'intensification agricole et la protection des terres pâturées, a identifié la dernière stratégie comme meilleure en termes de conservation d'un espace pastoral nécessaire au maintien de la tradition du nomadisme. Afin de présenter un exemple des informations déduites de l'analyse des scénarios sur les conditions de l'utilisation du sol posées dans l'analyse de sensibilité, la diminution de 70% du prix moyen au marché du mil et du sorgho a pour conséquences la diminution par trois des intrants utilisés et l'augmentation de 20% de la dégradation des sols cultivés (chap. 3). La possibilité de définir une multitude de scénarios quant aux conditions de l'utilisation du sol en fait un outil d'aide à la décision.

Pour être utilisé comme un outil réel d'aide à la décision, le modèle doit encore être transmis aux experts locaux. Il doit leur permettre de tester différentes alternatives de gestion du système dans un objectif durable, mais aussi d'argumenter leurs choix devant les décideurs politiques. Il existe un besoin d'institutions locales qui gèrent l'évolution de la production alimentaire (DAILY *et al.* 1998). Le modèle peut devenir un outil de prédiction et d'analyse pour ces institutions. Le transfert de ce modèle à une institution nationale sahélienne est une des perspectives de la recherche (voir ci-après). Les systèmes agricoles actuels doivent évoluer vers l'intégration de la connaissance traditionnelle et des nouvelles technologies (BAIDU-FORSON & RENARD 1996, DALSGAARD & OFICIAL 1997, MATSON *et al.* 1997, ABDOULAYE & LOWENBERG-DEBOER 2000). Par exemple, ce modèle permet de simuler les conséquences de modifications quant à l'intensification des systèmes de culture ou pastoraux dans les projections de l'utilisation à long terme. Dans le cadre d'un développement endogène des pays soudano-sahéliens, SALU peut être utilisé ou adapté par les experts locaux afin de tester des nouveaux modes de gestion de l'utilisation du sol de l'échelle régionale à l'échelle nationale.

5.5. PERSPECTIVES

Dans une approche multidisciplinaire, nos recherches se sont associées à celles d'un climatologue afin d'analyser l'influence de la dimension humaine dans les changements environnementaux et climatiques régionaux. Appliqué à l'échelle régionale, le modèle est utilisé pour analyser l'impact des changements d'utilisation du sol sur le climat régional. Le mécanisme de rétroaction de l'albédo sur le climat, envisagé théoriquement par CHARNEY *et al.* (1975) et empiriquement par OTTERMAN (1974), ne peut être étudié que par l'intégration de longues séries temporelles de données d'occupation du sol dans un Modèle Climatique à Circulation Générale (GCM). Les essais récents de modélisation de ce mécanisme de rétroaction imposent des changements d'occupation du sol démesurés par rapport aux résultats des études de télédétection, et généralisés à l'ensemble du Sahel (XUE

1997). L'intégration des résultats de SALU dans un GCM afin de prédire les changements d'albédo est en cours de réalisation à travers une collaboration avec Chris Taylor, CEH Wallingford, UK. Les changements d'utilisation du sol simulés entre 1961 et 2015 par SALU induisent une diminution moyenne des précipitations de 5% entre 1961 et 2015, alors que les observations de pluviométrie varient de 20% durant la même période de temps. Mais cet effet peut cependant devenir plus important dans les projections futures (TAYLOR *et al.* 2002).

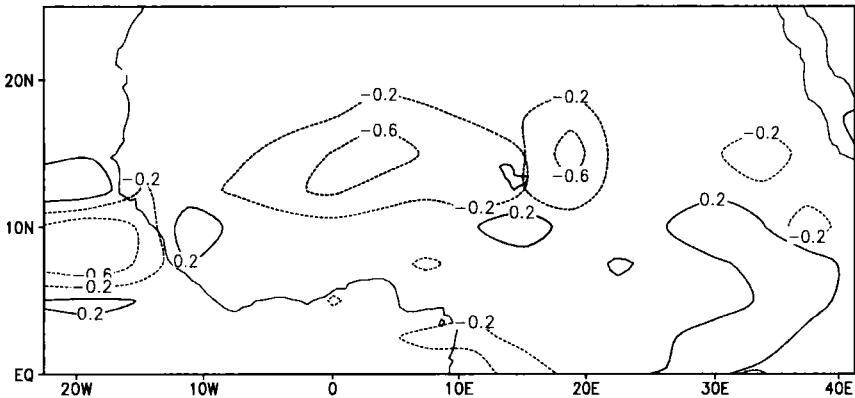


Fig. 11. — Ecart de pluviométrie en moyenne durant les mois de juillet, août et septembre (mm/jour) entre 1961 et 2015 selon les simulations du modèle climatique global intitulé *Met. Office Unified Model GCM* en utilisant des paramètres de surface dérivés des simulations d'utilisation du sol (1961, 1996, 2015), Chris Taylor, CEH Wallingford, UK.

Les perspectives de cette collaboration résident, d'une part, dans l'intégration des prédictions climatiques dans SALU afin de coupler par un output-input le modèle climatique et le modèle d'utilisation du sol. L'intégration de nos données d'occupation du sol dans un GCM, et davantage encore par ce couplage, répond au besoin de mesurer l'impact de la dimension humaine dans les changements climatiques (HULME 2001).

D'autre part, la prédiction de l'impact climatique, telle qu'elle est réalisée actuellement, peut être notablement améliorée par un élargissement de la période d'analyse et de la zone d'étude couverte par SALU. L'extension dans le passé de la période de temps modélisée permettrait de mieux comprendre les modifications des processus d'utilisation du sol actuels et futurs. Intégrer des projections d'utilisation du sol sur cent ans rendrait plus stables les prédictions climatiques fournies par ces modèles en réponse aux changements de surface. L'application du modèle aux pays de la frange est du Sahel nécessiterait assez peu de modifications méthodologiques. L'extension spatiale aux pays côtiers du golfe de Guinée

implique, par contre, d'intégrer des mouvements de biens et de population tels qu'ils sont décrits dans l'étude WALTPS (COUR 2001). La croissance des migrations et des flux de marchandises est un nouveau facteur de modification de la problématique sahélienne. L'étude de ces mouvements régionaux dans une représentation simplifiée à des fins de modélisation est une perspective particulièrement intéressante.

Le modèle est spécifique aux processus de changement de l'utilisation du sol dans les pays soudano-sahéliens. Il a été appliqué à l'échelle nationale puis régionale avec une désagrégation par zone écoclimatique. Sa désagrégation à une résolution plus précise, comme le niveau administratif des provinces dans la région soudano-sahélienne, nécessite un apport conséquent de données et une paramétrisation plus précise. Ce travail de recherche nécessite une collaboration avec les experts locaux qui est actuellement envisagée à l'échelle du Sénégal. La désagrégation de SALU à l'échelle nationale, à des fins de prédiction et de compréhension des processus de changements d'utilisation du sol, est une autre perspective de cette recherche.

De plus amples modifications du modèle en lui-même doivent être envisagées pour une application à une autre région. Néanmoins, l'approche de modélisation, qui est la base de SALU, est particulière. La revue de la littérature et l'expertise régionale résultante ont permis de développer un modèle de l'utilisation du sol dans la région soudano-sahélienne. La réplique de cette démarche dans une autre région doit permettre de valider le principe d'une modélisation basée sur la satisfaction des besoins de la population. Suivant cette démarche, des équations de base similaires ont permis de produire une approche de modélisation des processus liés à la déforestation à l'échelle du Brésil (Scouvar 2001, unpublished). Par ailleurs, les équations de base du modèle ont également permis de projeter l'expansion des utilisations du sol dans un système d'agriculture de subsistance d'une économie sans débouchés de 1775 à 1929, dans la région de Lierneux dans les Ardennes, en Belgique (PETIT & LAMBIN, soumis). L'analogie entre ces projections et la série de données historiques prouve la cohérence des équations de base du modèle. L'intérêt de ces adaptations réside dans la duplication de la démarche de représentation simplificatrice de l'utilisation du sol par comparaison et généralisation de nombreuses études de cas de la région. Les multiples répliques de cette démarche constituent une perspective de cette recherche.

BIBLIOGRAPHIE

- ABDOULAYE, T. & LOWENBERG-DEBOER, J. 2000. Intensification of Sahelian farming systems: evidence from Niger. — *Agricultural Systems*, **64**: 67-81.
- ABDULKADRI, A.O. & AJIBEFUN, I.A. 1998. Developing alternative farm plans for cropping system decision-making. — *Agricultural Systems*, **56** (4): 431-442.
- ABRECHT, D.G. & ROBINSON, S.D. 1996. TACT: a tactical decision aid using a CERES based wheat simulation model. — *Ecological Modelling*, **86**: 241-244.
- ADAMS, D.M., ALIG, R.J., CALLAWAY, J.M., MCCARL, B.A. & WINNET, S.M. 1996. The forest and agricultural sector optimization model (FASOM): model structure and policy applications. — Research paper PNW-RP-495, USDA-Forest Service-Pacific Northwest Research Station.
- ADAMS, R.M., FLEMING, R.A., CHANG, C., MCCARL, B.A. & ROSENZWEIG, C. 1995. A reassessment of the economic affect of global climate change on US agriculture. — *Climatic Change*, **30**: 147-167.
- ADAMS, R.M., ROSENZWEIG, C., PEART, R.M., RITCHIE, J.T., MCCARL, B.A., GLYER, J.D., CURRY, R.B., JONES, J.W., BOOTE, K.J. & ALLEN Jr, L.H. 1990. Global climate change and US agriculture. — *Nature*, **345**: 219-224.
- ADAMU, M. & KIRK-GREENE, A.H.M. 1986. Pastoralists of the West African savanna. Selected studies presented and discussed at the 15th International African Seminar held at Ahmadu Bello University, Nigeria, July 1979. — International African Institute. Manchester University Press, Manchester, UK.
- AGNEW, A.D.Q. 1997. Switches, pulses and grazing in arid vegetation. — *Journal of Arid Environments*, **37**: 609-617.
- AHMED, M.M. & SANDERS, J.H. 1998. Shifting from extensive to intensive agricultural systems: a case study in the Sudan. — *Agricultural Systems*, **58** (2): 253-268.
- AKAKPO, A.J., LY, C. & BADA-ALAMBEDI, R. 1999. Livestock and meat trade in Western and Central Africa, a factor of economical integration. — *Revue de Médecine Vétérinaire*, **150** (5): 453-462.
- ALCAMO, J., KREILEMAN, G.J.J., KROL, M.S. & ZUIDEMA, G. 1994. Modelling the global society-biosphere-climate system. Part 1: model description and testing. — *Water, Air, and Soil Pollution*, **76** (1/2): 1-35.
- ALCAMO, J., LEEMAND, R. & KREILEMAN, G.J.J. 1998. Global changes scenarios of the 21st century. Results from the IMAGE 2.1 model. — Pergamon Press, Elsevier Science Ltd, Oxford.
- AMISSAH-ARTHUR, A., MOUGENOT, B. & LOIREAU, M. 2000. Assessing farmland dynamics and land degradation on Sahelian landscapes using remotely sensed and socio-economic data. — *International Journal of Geographical Information Science*, **14** (6): 583-599.
- ANCEY, G. 1977. Recensement et description des principaux systèmes ruraux sahéliens. — *Cahier des Sciences Humaines*, **14** (1): 3-18.
- ANDRIESSE, W., FRESCO, L. O., DUIVENBOODEN, N. V. & WINDMEIJER, P. N. 1994. Multiscale characterization of inland valley agro-ecosystems in West Africa. — *Netherlands Journal of Agricultural Science*, **42**: 159-179.
- ANGE, A. 1990a. La fertilité des sols et les stratégies paysannes de mise en valeur des ressources naturelles, le mil dans les systèmes de culture au sud du bassin arachidier sénégalais. — In: CIRAD/Ministère de la Coopération et du Développement (Eds),

- Savanes d'Afrique, terres fertiles?, Actes de Rencontres Internationales, Montpellier, pp. 89-121.
- ANGE, A. 1990b. Stratification de l'espace rural et diagnostic des contraintes du milieu à la production végétale. — *In*: Actes de la Conférence Agronomie et Ressources Naturelles en Régions Tropicales (12-15 septembre 1989, Montpellier), pp. 34-53.
- ARMITAGE, J. & SCHRAMM, G. 1989. Managing the supply of and demand for fuelwood in Africa. — *In*: SCHRAMM, G. & WARFORD, J.J. (Eds.), *Environment's Management and Economic Development*. BIRD/World Bank, The John Hopkins University Press, Baltimore/London.
- ARYEETEY-ATTOH, S. 1997. *Geography of Sub-Saharan Africa*. — Prentice Hall, Upper Saddle River, New Jersey.
- AUBREVILLE, A. 1950. *Flore forestière soudano-guinéenne*. — Office de la Recherche Scientifique Outre-Mer, Société d'Éditions Géographiques, Maritimes et Coloniales, Paris.
- AUDIBERT, M. 1997. Technical inefficiency effects among paddy farmers in the villages of the 'Office du Niger', Mali, West Africa. — *Journal of Productivity Analysis*, **8**: 379-394.
- AUSTIN, E.J., WILLOCK, J., DEARY, I.J., GIBSON, G.J., DENT, J.B., EDWARDS-JONES, G., MORGAN, O., GRIEVE, R. & SUTHERLAND, A. 1998. Empirical models of farmer behaviour using psychological, social and economic variables. Part I and II. — *Agricultural Systems*, **58** (2): 203-224; 225-241.
- AVISSAR, R. & LIU, Y. 1996. A three-dimensional numerical study of shallow convective clouds and precipitation induced by land-surface forcings. — *Journal of Geophysical Research*, **101**: 7499-7518.
- BADOUIN, R. 1987. L'analyse économique du système productif en agriculture. — *Cahier des Sciences Humaines*, **23** (3-4): 357-375.
- BAIDU-FORSON, J. C. & RENARD, C. 1996. Comparing productivity of millet-based cropping systems in unstable environments of the Sahel: possibilities and challenges. — *Agricultural Systems*, **51**: 85-95.
- BAKER, W.L. 1989. A review of models of landscape change. — *Landscape Ecology*, **2** (2): 111-133.
- BAKER, B.B., HANSON, J.D., BOURDON, R.M. & ECKERT, J.B. 1993. The potential effects of climate change on ecosystem processes and cattle production on US rangelands. — *Climatic Change*, **25**: 97-117.
- BAKHIT, A.H. 1993. Desertification: reconciling intellectual conceptualization and intervention effort. — *GeoJournal*, **31** (1): 33-40.
- Banque Mondiale 1989. *L'Afrique subsaharienne: étude prospective à long terme*. — BIRD/BM, Washington DC.
- BARROW, C.J. 1991. *Land degradation. Development and breakdown of terrestrial environments*. — Cambridge University Press, Cambridge.
- BARTELS, G.B., NORTON, B.E., & PERRIER, G.K. 1993. An examination of the carrying capacity concept. — *In*: BEHNKE Jr., R.H., SCOONES, I. & KERVEN, C. (Eds.), *Range Ecology at disequilibrium. New models of natural variability and pastoral adaptation in African Savannas*. IIED publications, Overseas Development Institute, London, pp. 89-103.
- BASKIN, Y. 1993. Ecologists put some life into models of a changing world. — *Science*, **259**: 1694-1696.
- BATTERBURY, S.P.J. & WARREN, A. 2001. The African Sahel 25 years after the great drought: assessing progress and moving towards new agendas and approaches. — *Global Environmental Change (Special issue)*, **11**(1): 1-8
- BAYER, W. & WATERS-BAYER, A. 1996. Forage alternatives from range and field pastoral forage management improvement in the African drylands. — *In*: SCOONES, I. (Ed.),

- Living with uncertainty: New directions in pastoral development in Africa. Intermediate Technology Publications, International Institute for Environment and Development, London, pp. 58-78.
- BEGUIN, H. 1974. Densité de population, productivité et développement agricole. — *L'Espace Géographique*, **4**: 267-272.
- BEGUIN, H. 1985. La théorie dans la démarche géographique. — *L'Espace Géographique*, **1**: 65-68.
- BEHNKE Jr., R.H. & SCOONES, I. 1993. Rethinking range ecology: implication for rangeland management in Africa. — *In*: BEHNKE, Jr., R.H., SCOONES, I. & KERVEN, C. (Eds.), *Range Ecology at disequilibrium. New models of natural variability and pastoral adaptation in African Savannas*. IIED publications, Overseas Development Institute, London, pp. 1-30.
- BELLOT, J. 1986. Comportements paysans face au déficit vivrier: l'exemple du Sénégal. — *In*: CNRS (Eds), *Crise agricole et crise alimentaire dans les pays tropicaux*. CNRS, Bordeaux, pp. 195-204.
- BENJAMINSEN, T.A. 1993. Fuelwood and desertification: Sahel orthodoxies discussed on the basis of field data from the Gourma region in Mali. — *Geoforum*, **24** (4): 397-409.
- BERK, R.A. 1991. Research priorities for the human dimensions of global environmental change. — *Global Environmental Change*, **11**: 83-95.
- BILSBORROW, R.E. 1987. Population pressures and agricultural development in developing countries: a conceptual framework and recent evidence. — *World Development*, **15** (2): 183-203.
- BILSBORROW, R.E. & OKOTH OGENDO, H.W.O. 1992. Population-driven changes in land use in developing countries. — *Ambio*, **21** (1): 37-45.
- BINNS, T. 1990. Is desertification a Myth? — *Geography*, **75** (327): 106-113.
- BLAIKIE, P. & BROOKFIELD, H. 1987. *Land degradation and Society*. — Methuen & Co. Ltd, London.
- BLANC-PAMARD, C. & MILLEVILLE, P. 1985. Pratiques paysannes, perception du milieu et système agricole. — *In*: BLANC-PAMARD, C. & LERICOLLAIS, A. (Eds), *Dynamique des Systèmes Agraires: à travers champs agronomes et géographes*. ORSTOM, Paris, pp. 101-138.
- BOLWIG, S. 1995. Millet production and household food supply in the Sahel. A case study from a Fulani-RimayBe village in Northern Burkina Faso. — Serein, Occasional Paper, no. 2.
- BONFIGLIOLI, A.M. 1990. Pastoralisme, agro-pastoralisme et retour: itinéraires sahéliens. — *Cahier des Sciences Humaines*, **26** (1-2): 255-266.
- BONFIGLIOLI, A.M. 1991. Mobilité et survie. Les pasteurs sahéliens face aux changements de leur environnement — *In*: DUPRE, G. (Ed.), *Savoirs paysans et développement*, Karthala/ORSTOM, Paris, chapitre X, pp. 237-251.
- BONNEFOND, P. & COUTY, P. 1988. Sénégal: passé et avenir d'une crise agricole. — *Revue Tiers Monde*, **29** (114): 319-340.
- BOSERUP, E. 1965. *The conditions of agricultural growth*. — Aldine, Chicago.
- BOSERUP, E. 1970. *Evolution agricole et pression démographique*. — Flammarion, Paris.
- BOUDET, G. 1975. *Manuel sur les pâturages tropicaux et les cultures fourragères*. — Coll. *Manuels et Précis d'Elevages*, Institut d'Elevage et de Médecine Vétérinaire des Pays Tropicaux, Ed. du Ministère de la Coopération, Paris.
- BOUDET, G. 1976. Mali. — *In*: RAPP, A., LE HOUEROU, H.N. & LUNDHOLM, B. (Eds.), *Can desert encroachment be stopped?* UNEP/SIES, *Ecological Bulletins*, **24**: 137-153.
- BOUDET, G. 1979. Le rôle et les limites de la recherche dans l'amélioration des parcours sahéliens. — *In*: TRAORE, H. & GALLEY, R. (Eds), *Maîtrise de l'espace agricole et développement en Afrique tropicale*. Actes du Colloque de Ouagadougou (4-8 décembre 1978), ORSTOM, Paris, pp. 405-410.

- BOUDET, G. 1984. Manuel sur les pâturages tropicaux et les cultures fourragères (4e éd.). — Institut d'Élevage et de Médecine Vétérinaire des Pays Tropicaux, Ed. du Ministère de la Coopération.
- BOUDET, G. 1991. L'exploitation des parcours et la conduite des troupeaux dans les systèmes d'élevage. — *In*: BLANC-PAMARD, C. & LERICOLLAIS, A. (Eds), *Dynamique des Systèmes Agraires: à travers champs agronomes et géographes*, coll. Colloques et séminaires, ORSTOM, Paris, pp. 161-173.
- BOULIER, F. & JOUVE, P. 1990. Evolution des systèmes de production sahéliens et leur adaptation à la sécheresse. — DSA/Réseau international de recherche sur la résistance à la sécheresse (R3S)/Centre de coopération internationale en recherches agronomiques pour le développement (CIRAD), Montpellier.
- BOWES, M.D. & CROSSON, P.R. 1993. Consequences of climate change for the MINK economy: impacts and responses. — *Climatic Change*, **24**: 131-158.
- BREMAN, H. & DE WIT, C.T. 1983. Rangeland Productivity and exploitation in the Sahel. — *Science*, **221** (4618): 1341-1347.
- BREMAN, H., ROB GROOT, J.J. & VAN KEULEN, H. 2001. Resource limitations in Sahelian agriculture. — *Global Environmental Change* (Special issue), **11**(1): 59-68.
- BROSSIER, J. 1987. Système et système de production: note sur ces concepts. — *Cahier des Sciences Humaines*, **23** (3-4), 377-390.
- BROOKFIELD, H.C. 1972. Intensification and disintensification in Pacific agriculture. — *Pacific Viewpoint*, **13** (1): 30-48.
- BRUNNER, J., HENNINGER, N., DEICHMAN, U. & NININ, B. 1995. Etude des perspectives à long terme en Afrique de l'Ouest (WALTPS): base de données et guide de l'utilisateur. — World Resources Institute, Washington DC.
- BUIJSROGGE, P. B. 1989. Initiatives paysannes en Afrique de l'Ouest. — L'Harmattan, Paris.
- CADET 1990. Intervention sur la prévision rapide des précipitations. Compte rendu des interventions du Colloque de l'O.S.S. des 5-6-7 juin 1990. — *Sécheresse*, **1** (3): 208-219.
- CAMBEZY, L., COUTY, P., LERICOLLAIS, A., MARCHAL, J.-Y. & RAYNAUT, C. 1984. La région, territoire de recherche. — *In*: BLANC-PAMARD, C., BONNEMAISON J., BOUTRAIS, J., LASSAILLY-JACOB, V. & LERICOLLAIS, A. (Eds), *Le développement rural en questions*. ORSTOM, Coll. Mémoires, n° 106, Paris, pp. 123-180.
- CAMILLERI, J.-L. 1993. Dialogue avec la Brousse: village, ethnie et développement. — L'Harmattan, Paris.
- CAMPBELL, D.A. & WARNER, J.M. 1997. Formally modelling a gender-segregated economy: a response to William Darity, Jr. — *World Development*, **25** (12): 2155-2158.
- CARBONNEL, J.P. & HUBERT, P. 1989. La pluie au Sahel, un problème de temps et d'espace. — *Reflète Sahéliens*, **9**: 17-20.
- CARBONNEL, J.P. & HUBERT, P. 1992. Pluviométrie en Afrique de l'Ouest soudano-sahélienne. Remise en cause de la stationnarité des séries. — *In*: LE FLOC'H, E. *et al.* (Eds.), *L'aridité: une contrainte au développement*. Coll. Didactiques, ORSTOM, Paris.
- CASWELL, H. 1988. Theory and models in ecology: a different perspective. — *Ecological Modelling*, **43**: 33-44.
- CHAMARD, P.C. 1993. Environnement et développement: références particulières aux Etats sahéliens membres du CILSS. — *Sécheresse*, **4** (1): 17-23.
- CHAMBERS, R. 1989. Vulnerability, Coping and Policy. — *IDS Bulletin*, **20** (2): 1-7.
- CHARLERY DE LA MASSELIÈRE, B. 1984. Culture commerciale, cultures vivrières. La transformation de l'espace de production agraire du Kayor central et septentrional (Sénégal). — *In*: BLANC-PAMARD, C., BONNEMAISON J., BOUTRAIS, J., LASSAILLY-JACOB, V. & LERICOLLAIS, A. (Eds), *Le développement rural en question*. ORSTOM, Coll. Mémoires, n° 106, Paris, pp. 267-294.

- CHARNEY, J., STONE, P.H. & QUIRK, W.J. 1975. Drought in the Sahara: a biogeophysical feedback mechanism. — *Science*, **187**: 434-435.
- CHASE, T.N., PIELKE, R.A., KITTEL, T.G.F., NEMANI, R. & RUNNING, S.W. 1996. The sensitivity of a general circulation model to global changes in leaf area index. — *Journal of Geophysical Research*, **101**: 7393-7408.
- CHOJNICKI, Z. 1970. Prediction in Economic geography. — *Economic Geography*, **46** (2): 213-222.
- CLARK, W.C. 1989. The human ecology of global change. — *International. Social Science Journal*, **121**: 315-345.
- CLAUDE, J., GROUZIS, M. & MILLEVILLE, P. 1991. Un espace sahélien, la mare d'Oursi, Burkina Faso. — Ed. ORSTOM, Gap.
- CLEAVE, J.H. 1974. African farmers: labors use in the development of smallholder agriculture. — Preager special studies in international economics and development, Preager Publisher, New York.
- CLEAVER, K.M. & SCHREIBER, G.A. 1994. Reversing the Spiral: the population, agriculture and environment nexus in Sub-Saharan Africa. — The World Bank, Washington DC.
- CLEMENTS, F.E. 1928. Plant succession and indicators. A definite edition of plant succession and plant indicators. — The H.W. Wilson Company, New York.
- CLINE-COLE, R.A., MAIN, A.C. & NICHOL, J.E. 1990. On fuelwood consumption, population dynamics and deforestation in Africa. — *World Development*, **18** (4): 513-527.
- COPPOLILLO, P.B. 2000. The landscape ecology of pastoral herding: Spatial analysis of land use and livestock production in East Africa. — *Human Ecology*, **28** (4): 527-560.
- COSTANZA, R., DUPLISEA, D. & KAUTZKY, U. 1998. Introduction: Ecological modelling and economic systems with Stella. — *Ecological Modelling*, **110**: 1-4.
- COSTANZA, R., SKLAR, F.H. & WHITE, M.L. 1990. Modelling coastal landscape dynamics. Process-based dynamic ecosystem simulation can examine long-term natural changes and human impacts. — *BioScience*, **40** (2): 91-107.
- COTTON, W.R. & PIELKE, R.A. 1995. Human impacts on weather and climate. — Cambridge University Press, New York.
- COUR, J-M. 1993. Analyse démo-économique rétrospective et esquisse d'image à long terme de la région Afrique de l'Ouest, document de travail, SAH/D(93)410. — Etude des Perspectives à Long Terme en Afrique de l'Ouest, OCDE/BAD/CILSS, Club du Sahel, Paris.
- COUR, J-M. 2001. The Sahel in West Africa: countries in transition to a full market economy. — *Global Environmental Change* (Special issue), **11**(1): 31-47.
- COUTY, P. 1987. La production agricole en Afrique subsaharienne: manières de voir et façons d'agir. — *Cahier des Sciences Humaines*, **23** (3-4): 391-408.
- CROSSON, P.R. & ROSENBERG, N.J. 1993. An overview of the MINK study. — *Climatic Change*, **24**: 159-173.
- CROUSSE, B., LEBRIS, E. & LE ROY, E. 1986. Espaces disputés en Afrique Noire. — Ed. Karthala, Paris.
- CTFT 1989. Mémento du forestier (3e éd.). — Coll. Techniques rurales en Afrique, Ed. Ministère de la Coopération et du Développement, La Documentation Française, Paris.
- DAHLBERG, A. 1996. Interpretations of environmental change and diversity. A study from North East District, Botswana. — Dissertation Series, Doctoral Dissertation n° 7, Stockholm University, Department of Physical Geography, Environment and Development Studies Unit, Sweden.
- DAILY, G., DASGUPTA, P., BOLI, B., CROSSON, P., DU GUERNY, J., EHRLICH, P., FOLKE, C., JANNSSON, A.M., JANSSON, B-O., KAUTSKY, N., KINZIG, A., LEVIN, S., MALER, K-G., PINSTRUP-ANDERSEN, P., SINISCALCO, D. & WALKER, B. 1998. Food Production, Population growth, and the environment. — *Science*, **281**: 1291-1292.

- DALE, H.V., O'NEILL, R.V., PEDLOWSKI, M. & SOUTHWORTH, F. 1993. Causes and effects of land-use change in central Rondonia, Brazil. — *Photogrammetric Engineering and Remote Sensing*, **59** (6): 997-1005.
- DALSGAARD, J.P.T. & OFICIAL, R.T. 1997. A quantitative approach for assessing the productive performance and ecological contributions of smallholder farms. — *Agricultural Systems*, **55** (4): 503-533.
- DARWIN, R. 1999. A farmer's view of the Ricardian approach to measuring agricultural effects of climatic change. — *Climatic Change*, **41** (3-4): 371-411.
- DEAT, M. & BOCKEL, N. 1986. Identification des situations agricoles en Afrique Sahélienne en vue d'améliorer leur adaptation à la sécheresse. — Document CO/R3S-17, R3S/CIRAD, Montpellier.
- DEFRIES, R.S., FIELD, C.B., FUNG, I., COLLATZ, G.J. & BOUNOUA, L. 1999. Combining satellite data and biogeochemical models to estimate global effects of human-induced land cover change on carbon emissions and primary productivity. — *Global Biogeochemical Cycles*, **13** (3): 803-815.
- DE LEEUW, P.N. & TOTHILL, J.C. 1993. The concept of rangeland carrying capacity in Sub-Saharan Africa — myth or reality. — *In*: BEHNKE Jr., R.H., SCOONES, I. & KERVEN, C. (Eds.), *Range Ecology at disequilibrium. New models of natural variability and pastoral adaptation in African Savannas*. IIED publications, Overseas Development Institute, London, pp. 77-88.
- DELGADO, C.L. 1991. Cereals protection and agricultural development strategy in the Sahel. — *Food Policy* (april), pp. 105-111.
- DENT, J.B. & BLACKIE, M.J. 1979. Systems simulation in agriculture. — Applied Science Publishers Ltd, London.
- DENT, J.B., EDWARDS-JONES, G. & MCGREGOR, M.J. 1995. Simulation of ecological, social and economic factors in agricultural systems. — *Agricultural Systems*, **49**: 337-351.
- DESJEU, D. 1991. Des stratégies paysannes pour gérer l'incertitude foncière. — *In*: LEBRIS, E., LE ROY, E. & MATHIEU, P. (Eds.), *L'appropriation de la terre en Afrique noire*. Karthala, Paris, pp. 199-203.
- DIOP, A.B. 1992. Les paysans du bassin arachidier. Conditions de vie et comportements de survie. — *Politique africaine*, **45** (mars): 39-61.
- DODD, J.L. 1994. Desertification and degradation in Sub-Saharan Africa. — *BioScience*, **44** (1): 28-34.
- DOHERTY, R.M., HULME, M. & JONES, C.G. 1999. A gridded reconstruction of land and ocean precipitation for the extended tropics from 1974 to 1994. — *International Journal of Climatology*, **19**: 119-142.
- DOOS, B.R. 1997. Can large-scale environmental migrations be predicted? — *Global Environmental Change*, **7** (1): 41-61.
- DORWARD, A.R. 1996. Modelling diversity, change and uncertainty in peasant agriculture in Northern Malawi. — *Agricultural Systems*, **51** (4): 469-486.
- DOUGLAS, I. 1994. Human settlements. — *In*: MEYER, W.B. & TURNER II, B.L. (Eds.), *Changes in land use and land cover: a global perspective*. Cambridge University Press, Cambridge, pp. 149-169.
- DOWNING, T.E. 1991. Assessing socio-economic vulnerability to famine: frameworks, concepts and applications. — Working paper 2.1, FEWS, Washington D.C.
- DREGNE, H., KASSAS, M. & ROZANOV, B. 1991. A new assessment of the World status of desertification. — *Desertification Control Bulletin*, **20**: 6-19.
- DREGNE, H.E. & TUCKER, C.J. 1988. Desert encroachment. — *Desertification Control Bulletin*, **16**: 16-19.
- DUFUMIER, M. 1993. Politiques agricoles et initiatives locales. — *In*: BLANC-PAMARD, C. (Ed.), *Politiques agricoles et initiatives locales: adversaires ou partenaires*. ORSTOM, Paris, pp. 15-47.

- DUPRE, G. 1991. Savoirs paysans et Développement. — Ed. Karthala/ORSTOM, Paris.
- DUPRE, G. & GUILLAUD, D. 1988. L'agriculture de l'Arribinda (Burkina Faso) de 1875 à 1983. — *Cahier des Sciences Humaines*, **1**: 51-71.
- DUPRIEZ, H. 1982. Paysans d'Afrique Noire. — Ed. Terres et Vie, Belgique.
- EASTERLING III, W.E., CROSSON, P., ROSENBERG, N.J., MCKENNEY, M. S., KATZ, L.A. & LEMON, K.M. 1993. Paper 2: Agricultural impacts of and responses to climate change in the Missouri-Iowa-Nebraska-Kansas (MINK) region. — *Climatic Change*, **24**: 23-61.
- EHRlich, P. & HOLDREN, J. 1974. The impact of population growth. — *Science*, **171**: 1212-1217.
- EL-BAZ, F. 1988. Origin and evolution of the desert. — *Interdisciplinary Science Review*, **13** (4): 331-347.
- EL-BAZ, F., MAINGUET, M. & ROBINSON, C. 2000. Fluvio-aeolian dynamics in the north-eastern Sahara: the relationship between fluvial/aeolian systems and ground-water concentration. — *Journal of Arid Environments*, **44**: 173-183.
- ELDIN, M. 1985. Le risque climatique, élément des risques encourus pour la production agricole. — In: BLANC-PAMARD, C. & LERICOLLAIS, A. (Eds), Dynamique des Systèmes Agraires: à travers champs agronomes et géographes. ORSTOM, Paris, pp. 231-238.
- ELLIS, J.E. & COUGHENOUR, M.B. 1996. The savanna integrated modelling system. — In: Proceedings of International Workshop on Sustainable Use of Rangelands and Desertification Control, in Jeddah, Saudi Arabia (Nov. 1996).
- ELLIS, J.E., COUGHENOUR, M.B. & SWIFT, D.M. 1993. Climate variability, ecosystem stability, and the implication for range and livestock development. — In: BEHNKE Jr., R.H., SCOONES, I. & KERVEN, C. (Eds.), Range Ecology at disequilibrium. New models of natural variability and pastoral adaptation in African Savannas. IIED publications, Overseas Development Institute, London, pp. 31-41.
- ELLIS, J.E. & GALVIN, K.A. 1994. Climate patterns and land-use practices in the dry zones of Africa. — *BioScience*, **44** (5): 340-349.
- ELLIS, J.E. & SWIFT, D.M. 1988. Stability of African pastoral ecosystems: alternate paradigms and implications for development. — *Journal of Range Management*, **41** (6): 450-459.
- ELSTON, D.A. & BUCKLAND, S.T. 1993. Statistical modelling of regional G.I.S. data: an overview. — *Ecological Modelling*, **44**: 307-316.
- EMMANUEL, W.R., SHUGART, H.H. & STEVENSON, M.P. 1985. Climatic change and the broad-scale distribution of terrestrial ecosystem complexes. — *Climatic Change*, **7**: 29-43.
- ESSER, G. 1989. Global land-use changes from 1860 to 1980 and future projections to 2500. — *Ecological modelling*, **44**: 307-316.
- EVENSON, R.E. 1999. Global and local implications of biotechnology and climate change for future food supplies. — In: Proceedings of the Colloquium "Plants and Populations: Is there time?" (Dec. 5-6 1998, Irvine), *Proc. Natl. Acad. Sci.*, **96**: 5921-5928.
- FAFCHAMPS, M. & GAVIAN, S. 1997. The determinants of livestock prices in Niger. — *Journal of African Economies*, **6** (2): 255-295.
- FAO 1995. Faostat — computerised information series statistics. — Food and Agriculture Organisation of the United Nations, Roma.
- FAO 1998. Base de données sur les pays d'Afrique de l'Ouest et du Centre (FAO/SMIAR). — GIEWS, internet resource. <http://www.fao.org/giews/french/basedocs/afouest.htm>
- FEDOROFF, N.V. & COHEN, J.E. 1999. Plants and population: is there time? — In: Proceedings of the Colloquium "Plants and Populations: Is there time?" (Dec. 5-6 1998, Irvine), *Proc. Natl. Acad. Sci.*, **96**: 5903-5907.
- FENHANN, J. 1997. Energy evaluation of alternatives to satisfy basic energy demands. — In: REENBERG, A., NIELSEN, I. & MARCUSSEN, H.S. (Eds.), Natural Resource mana-

- gement projects energy provision. Proceedings of the 9th Danish Sahel Workshop on Decentralisation, Empowerment and Capacity Building (6-8 January, Serein), Occasional Paper, no. 5, pp. 149-158.
- FISCHER, G., ERMOLIEV, Y., KEYSER, M.A. & ROSENZWEIG, C. 1996. Simulating the socio-economic and biogeophysical driving forces of land use and land cover change: the I.I.A.S.A. Land Use change model. — Working paper WP-96-010, I.I.A.S.A., Laxenburg.
- FISCHER, G., FROHBERG, K., KEYSER, M.A. & PARIKH, K.S. 1988. Linked national models: a tool for international food policy analysis. — I.I.A.S.A., Kluwer Academic Publishers, Dordrecht.
- FISCHER, G., SHAH, M., VAN VELTHUIZEN, H. & NACHTERGAELE, F.O. 2001. Global agro-ecological assessment for agriculture in the 21st Century. — I.I.A.S.A., Laxenburg.
- FISCHER, G. & SUN, L. 2001. Model-based analysis of future land-use development in China. — *Agriculture, Ecosystems and Environment*, **85** (1-3): 163-176.
- FORD, R. & ADAMSON, K.T. 1995. The population-environment nexus and vulnerability assessment in Africa. — *Geojournal*, **35** (2): 207-216.
- FORSE, B. 1989. The myth of the marching desert. — *New Scientist*, **121** (1650): 31-32.
- FOUAD, I. 1993. A reassessment of the human dimension of desertification. — *Geojournal*, **31** (5): 5-10.
- FREDERICK, K.D. 1994. Integrated assessments of climate change on natural resources: an introductory essay. — *Climatic Change*, **28**: 1-14.
- FRESCO, L.O. & KROONENBERG, B. 1992. Time and spatial scales in ecological sustainability. — *Land Use Policy*, **9**: 155-168.
- FRESCO, L.O., LEEMANS, R. & VAN ZEIJL-ROZEMA, A.E. 1996. The dynamics of land-use change. — *Land Use Policy*, **13** (3): 332-334.
- FRESCO, L.O. & WESTPHAL, E. 1988. A hierarchical classification of farm systems. — *Experimental Agriculture*, **24**: 399-419.
- GADO, B.A. 1993. Concepts et approches pour une définition de l'espace sahélien. — *Africa Development*, **18** (4): 79-93.
- GASSE, ???. 1990. Intervention sur la paléoclimatologie africaine. Compte rendu des interventions du Colloque de l'O.S.S. des 5-6-7 juin 1990. — *Sécheresse*, **1** (3): 208-219.
- GASTELLU, J-M. 1988. Le paysan, l'état et les sécheresses. — *Cahier des Sciences Humaines*, **24** (1): 119-136.
- GEIST, H. J. & LAMBIN, E. F. 2001. What drives tropical deforestation? A meta-analysis of proximate causes and underlying sources of deforestation based on subnational scale case study evidence. — LUCC Report series n° 4, UCL, CIACO, Louvain-la-Neuve.
- GIBSON, C., OSTROM, E. & AHN, T. 1998. Scaling issues in the social sciences. — IHDP Working Paper no. 1, IHDP, Bonn.
- GILRUTH, P.T., HUTCHINSON, C.F. & BARRY, B. 1990. Assessing deforestation in the Guinea highlands of West Africa using remote sensing. — *Photogrammetric Engineering and Remote Sensing*, **56** (10): 1375-1382.
- GILRUTH, P.T., MARSH, S.E. & ITAMI, R. 1995. A dynamic spatial model of shifting cultivation in the highlands of Guinea, West Africa. — *Ecological Modelling*, **79**: 179-197.
- GIORGI, F., MEARNES, L.O., SHIELDS, C. & MCDANIEL, L. 1998. Regional nested model simulations of present day and 2 × CO₂ climate over the central plains of the US. — *Climatic Change*, **40**: 457-493.
- GIRARD, N. & HUBERT, B. 1999. Modelling expert knowledge with knowledge-based systems to design decision aids: the example of a knowledge-based model on grazing management. — *Agricultural Systems*, **59**: 123-144.
- GIRI, J. 1983. Le Sahel demain: Catastrophe ou renaissance? — Ed. Karthala, Paris.

- GLANTZ, M.H. 1986. Drought and economic development in Sub-Saharan Africa. — *In*: GLANTZ, M. (Ed.), *Drought and famine in Africa: denying famine a future*. University of Cambridge Press, New York, pp. 37-57.
- GLANTZ, M.H. & KATZ, R.W. 1985. Drought as a constraint in Sub-Saharan Africa. — *Ambio*, **14** (6): 334-339.
- GLANTZ, M.H. & ORLOVSKY, N.S. 1983. Desertification: a review of the concept. — *Desertification Control Bulletin*, **9**: 15-22.
- GLEAVE, M.B. & WHITE, H.P. 1969. Population density and agricultural systems in West Africa. — *In*: THOMAS, M.F. & WHITTINGTON, G.W. (Eds.), *Environment and land use in Africa*. Methuen & Co Ltd, London, pp. 273-300.
- GOLDMAN, A. 1993. Agricultural innovation in three areas of Kenya: neo-boserupian theories and regional characterisation. — *Economic Geography*, **69** (1): 44-71.
- GORNITZ, V., ROSENZWEIG, C. & HILLEL, D. 1997. Effect of anthropogenic intervention in the land hydrologic cycle on global sea level rise. — *Global and Planetary Change*, **14**: 147-161.
- GOUROU, P. 1970. *L'Afrique*. — Ed. Hachette, Paris.
- GRAINGER, A. 1990. Modelling deforestation in the humid tropics. — *In*: PALO, M. & MERY, G. (Eds.), *Deforestation or development in the third world? Vol. III*, Helsinki: Division of social Economics of Forestry, Metsäntutkimuslaitoksen Tiedonantoja, **272**, pp. 51-67.
- GRAY, L.C. 1999. Is land being degraded? A multi-scale investigation of landscape change in south-western Burkina Faso. — *Land Degradation and Development*, **10**: 329-343.
- GREGOIRE, E. 1997. Major sahelian trade networks: past and present. — *In*: RAYNAUT, C., GREGOIRE, E., JANIN, P., KOEHLIN, J. & LAVIGNE DELVILLE, P. (Eds.), *Societies and Nature*. Routledge, London and New York, pp. 90-108.
- GREPPERUD, S. 1996. Population pressure and land degradation: the case of Ethiopia. — *Journal of Environmental Economics and Management*, **30**: 18-33.
- GRIFFON, M. 1990. Quels défis agricoles pour les 25 prochaines années? — *In*: CIRAD/Ministère de la Coopération et du Développement (Eds.), *Savanes d'Afrique, terres fertiles?*, Actes de Rencontres Internationales, Montpellier, pp. 27-41.
- GRIGG, D. 1979. Ester's Boserup theory of agrarian change: a critical review. — *Progress in Human Geography*, **19**: 65-83.
- GROSSMANN, W.D. 1994. Socio-economic ecological models: criteria for evaluation of state-of-the-art models shown on four case studies. — *Ecological Modelling*, **75/76**: 21-36.
- GROTEN, S.M.E., 1991a. Biomass monitoring for rangeland management at national level in Burkina Faso. — Paper presented at the EEC-STD3 Conference (Madrid, Nov. 1991), manuscript.
- GROTEN, S.M.E. 1991b. Satelliten monitoring von agrar — ökosystemen im Sahel. Parallele herausgabe des arbeitsberichts des lehrstuhls landschaftsökologie. — Institut für Geographie der westfälischen, Wilhems-Universität Münster, ITC, Enschede.
- GROUZIS, M. & ALBERGEL, J. 1989. Du risque climatique à la contrainte écologique. — *In*: ELDIN, M. & MILLEVILLE, P. (Eds.), *Le risque en agriculture*. ORSTOM, Paris, pp. 243-253.
- GTCF (Groupe de Travail Coopération Française) 1989. *Les interventions en milieu rural, principes et approche méthodologique*. — Ministère de la Coopération et du Développement, Paris.
- GUEYMARD, Y. 1985. L'évolution de la politique de commercialisation des céréales au Mali. — *In*: HAUBERT, M., FRELIN, C. & TRAN, N.T.N. (Eds.), *Politiques alimentaires et structures sociales en Afrique noire*. I.E.D.E.S., Coll. Tiers Monde, Presses Universitaires de France, Paris, pp. 223-235.

- GUILLAUD, D. 1991. L'emprunt technique dans l'agriculture de l'Aribinda, Burkina Faso. — *In*: DUPRE, G. (Ed.), *Savoirs paysans et développement*. Karthala/ORSTOM, Paris, pp. 347-361.
- GUILLAUD, D. 1994. Des pasteurs chez les villageois. — *In*: BLANC-PAMARD, C. & BOUTRAIS, J. (Eds.), *A la croisée des parcours: pasteurs, éleveurs, cultivateurs*. Coll. Dynamique des Systèmes Agraires, ORSTOM, Paris, pp. 215-236.
- GUNDBLATT, J., OTTICHILO, W.K. & SINANGE, R.K. 1992. A GIS approach to desertification assessment and mapping. — *Journal of Arid Environment*, **23**: 81-102.
- GUNTER, W. 1993. Desertification control and natural resource management in the aridity zones of the third world: a development policy assessment. — *GeoJournal*, **31** (1): 101-103.
- GUYER, J. & LAMBIN, E. 1993. Land use in an urban hinterland: ethnography and remote sensing in the study of African intensification. — *American Anthropologist*, **95** (3): 17-37.
- HAGGBLADE, S., HAZELL, P. & BROWN, J. 1989. Farm-Nonfarm linkages in rural Sub-Saharan Africa. — *World Development*, **17** (8): 1173-1201.
- HAGGETT, P. & CHORLEY, R.J. 1967. Models, Paradigms and the new geography. — *In*: CHORLEY, R.J. & HAGGETT, P. (Eds.), *Models in Geography*. Methuen & Co Ltd, London, pp. 19-44.
- HAHN, B.D., RICHARDSON, F.D. & STARFIELD, A.M. 1999. Frame-based modelling as a method of simulating rangeland production systems in the long term. — *Agricultural Systems*, **62**: 29-49.
- HALL, C.A.S. 1988. An assessment of several of the historically most influential theoretical models used in ecology and of the data provided in their support. — *Ecological Modelling*, **43**: 5-31.
- HALL, C.A.S., TAYLOR, M.R. & EVERHAM, E. 1992. A geographically-based ecosystem model and its application to the carbon balance of the Luquillo forest, Puerto Rico. — *Water, Air and Soil Pollution*, **64**: 385-404.
- HALL, C.A.S., THIAN, H., QI, Y., PONTIUS, G. & CORNELL, J. 1995. Modelling spatial and temporal patterns of tropical land use change. — *Journal of Biogeography*, **22**: 753-757.
- HANAN, N.P., PREVOST, Y., DIOUF, A. & DIALLO, O. 1991. Assessment of desertification around deep wells in the Sahel using satellite imagery. — *Journal of Applied Ecology*, **28**: 173-186.
- HANCE, W.A. 1968. The race between population and resources. A challenge to the prevailing view that Africa need not worry about population pressure. — *Africa Report*, January, pp. 6-12.
- HANNON, B. & RUTH, M. 1994. *Dynamic Modelling*. — Springer-Verlag, New York.
- HARDIN, G. 1968. The tragedy of the commons. — *Science*, **162**: 1243-1248.
- HARIPRIYA, G.S. & PARIKH, J.K. 1998. Socioeconomic development and demand for timber products: a panel data analysis. — *Global Environmental Change*, **8** (3): 249-262.
- HARY, I., SCHWARTZ, H.-J., PIELERT, V.H.C. & MOSLER, C. 1996. Land degradation in African pastoral systems and the destocking controversy. — *Ecological Modelling*, **86**: 227-233.
- HELLDEN, U. 1988. Desertification monitoring: is the desert encroaching? — *Desertification Control Bulletin*, **17**: 8-12.
- HELLDEN, U. 1991. Desertification — Time for an assessment? — *Ambio*, **20** (8): 372-383.
- HENDERSON-SELLERS, A. 1994. Land-use change and climate. — *Land Degradation and Rehabilitation*, **5**: 105-126.
- HOFKES, M.W. 1996. Modelling sustainable development: an economy-ecology integrated model. — *Economic Modelling*, **13**: 333-353.

- HOROWITZ, M. & LITTLE, P.D. 1986. African Pastoralism and poverty: some implications for drought and famine. — *In*: GLANTZ, M. (Ed.), Drought and famine in Africa: denying famine a future. University of Cambridge Press, New York, pp. 59-82.
- HOROWITZ, M. & SALEM-MURDOCK, M. 1993. Development-induced food insecurity in the middle Senegal Valley. — *Geojournal*, **30** (2): 179-184.
- HULME, M. 1992. Rainfall Changes in Africa: 1931-1960 to 1961-1990. — *International Journal of Climatology*, **12**: 685-699.
- HULME, M. 1996. Recent climatic changes in the world's drylands. — *Geophysical Research Letters*, **23** (1): 61-64.
- HULME, M. 2001. Climatic perspectives on Sahelian desiccation: 1973-1998. — *Global Environmental Change* (Special issue), **11**(1): 19-29.
- HULME, M. & KELLY, M. 1993. Exploring the link between climate change and desertification. — *Environment*, **35** (6):5-11; 39-45.
- IRWIN, E.G. & GEOGHEGAN, J. 2001. Theory, data, methods: developing spatially explicit economic models of land use change. — *Agriculture, Ecosystems and Environment*, **85** (1-3): 7-24.
- ITE, U.E. & ADAMS, W.M. 1998. Forest conversion, conservation and forestry in Cross River State, Nigeria. — *Applied Geography*, **18** (4): 301-314.
- IUCN 1989a. La démographie au Sahel. Dossier du Programme des Zones Arides. — Programme Sahel de l'IUCN, document n° 13, IIED publications, London.
- IUCN 1989b. L'alimentation et la production agricole. Dossier du Programme des Zones Arides. — Programme Sahel de l'IUCN, document n° 9, IIED publications, London.
- JANSSEN, P.H.M., HEUDEBERGER, P. S.C. & SANDERS, R. 1990. UNCSAM: a useful tool for the sensitivity and uncertainty analysis of mathematical models. — *In*: ZANETTI, P. (Ed.), Computer techniques in Environmental studies, IV. Computational Mechanics publications, Southampton, pp. 335-350.
- JENSEN, A.M. 1997. Perspectives of future supply of woodfuels in the Sahelian Zone. — *In*: REENBERG, A., NIELSEN, I. & MARCUSSEN, H.S. (Eds.), Natural Resource management projects energy provision. Proceedings of the 9th Danish Sahel Workshop on Decentralisation, Empowerment and Capacity Building (6-8 January, Serein), Occasional Paper no. 5, pp. 149-158.
- JODHA, N.S. 1990. Lutte contre la sécheresse: les stratégies paysannes et leurs répercussions politiques. — *Dossiers Programme Réseaux des Zones Arides*, **21**: 1-18.
- JONES, D.W. & O'NEILL, R.V. 1992. Endogenous environmental degradation and land conservation: agricultural land use in a large region. — *Ecological Economics*, **6**: 79-101.
- JOUVE, P. 1988. Quelques réflexions sur la spécificité et l'identification des systèmes agraires. — *Cahiers de la Recherche Développement*, **20** (décembre): 5-16.
- JOUVE, P. 1991. Sécheresse au Sahel et stratégies paysannes. — *Sécheresse*, **2** (1): 61-69.
- JOUVE, P. & CLOUET, Y. 1984. La fonction diagnostic appliquée à l'étude des systèmes agraires. — *Les Cahiers de la Recherche-Développement*, **3-4**: 5-9.
- KATES, R.W. & HAARMAN, V. 1992. Where the poor live: are the assumptions correct? — *Environment*, **34** (4): 4-28.
- KATES, R.W., HYDEN, G. & TURNER II, B.L. 1993. Theory, evidence, study design. — *In*: TURNER II, B.L., HYDEN, G. & KATES, R.W. (Eds.), Population growth and agricultural change in Africa. University Press of Florida, Gainesville, pp. 1-40.
- KHAN, M.M. 1994. Market-based early warning indicators of famine for the pastoral households of the Sahel. — *World Development*, **22** (2): 189-199.
- KINLUND, P. 1996. Does land degradation matter? Perspectives on environmental change in north-eastern Botswana. — *Stocholm Studies in Human Geography*, Almqvist & Wiksell International, Stockholm.

- KLEIJNEN, J.P.C. & VAN GROENENDAAL, W. 1992. *Simulation. A statistical perspective.* — Wiley, Chichester.
- KLEIN GOLDEWIJK, C.G.M. & BATTJES, J.J. 1997. A hundred year (1890-1990) database for integrated environmental assessments. — Report no. 422514002 (February), National Institute of Public Health and the Environment, Bilthoven.
- KOECHLIN, J. 1997. Ecological conditions and degradation factors in the Sahel. — *In*: RAYNAUT, C., GREGOIRE, E., JANIN, P., KOECHLIN, J. & LAVIGNE DELVILLE, P. (Eds.), *Societies and Nature.* Routledge, London and New York, pp. 12-36.
- KOK, K. & VELDKAMP, A. 2001. Evaluating impact of spatial scales on land use pattern analysis in Central America. — *Agriculture, Ecosystems and Environment*, **85** (1-3): 205-221.
- KROGH, L. 1999. Soil fertility variability and constraints on village scale transects in northern Burkina Faso. — *Arid Soil Research and Rehabilitation*, **13**: 17-38.
- KRUMMEL, J.R., O'NEILL, R.V. & MANKIN, J.B. 1986. Regional environmental simulation of African cattle herding societies. — *Human Ecology*, **14** (1): 117-130.
- LAL, R. 1997. Deforestation, tillage and cropping systems effects on seepage and runoff water quality from a Nigerian Alfisol. — *Soil & Tillage Research*, **41** (3-4): 261-284.
- LAMBIN, E. 1988. Apport de la Télédétection satellitaire pour l'étude des systèmes agraires et la gestion des terres en Afrique Occidentale. — Dissertation présentée en vue de l'obtention du grade de Docteur en Sciences, non publiée, UCL.
- LAMBIN, E. 1994. Modelling deforestation processes. A review. — TREES Series B, Research report no. 1, EUR 15744 EN, European Commission, DGXIII, Luxembourg.
- LAMBIN, E. 1997. Modelling and monitoring land-cover change processes in tropical regions. — *Progress in Physical Geography*, **21** (3): 375-393.
- LAMBIN, E.F. 1999. Modelling forest degradation in tropical regions by remote sensing: some methodological issues. — *Global Ecology & Biogeography*, **8**: 191-198.
- LAMBIN, E.F., BAULIES, X., BOCKSTAEL, N., FISCHER, G., KRUG, T., LEEMANS, R., MORAN, E.F., RINDFUSS, R.R., SATO, Y., SKOLE, D., TURNER II, B.L. & VOGEL, C. 1999. Land-use and land-cover change (LUCC). Implementation strategy, core project of IGBP-IHDP. — IGBP report 48, IHDP report 10.
- LAMBIN, E.F., ROUNSEVELL, M.D.A. & GEIST, H.J. 2000. Are agricultural land-use models able to predict changes in land-use intensity? — *Agriculture, Ecosystems and Environment*, **82**: 321-331.
- LAMBIN, E. F., TURNER II, B.L., GEIST, H., AGBOLA, S., ANGELSEN, A., BRUCE, J.W., COOMES, O., DIRZO, R., FISCHER, G., FOLKE, C., GEORGE, P.S., HOMEWOOD, K., IMBERNON, J., LEEMANS, R., LI, X., MORAN, E.F., MORTIMORE, M., RAMAKRISHNAN, P.S., RICHARDS, J.F., SKANES, H., STEFFEN, W., STONE, G.D., SVEDIN, U., VELDKAMP, T., VOGEL C. & XU, J. 2001. The causes of land-use and land-cover change: moving beyond the myths. — *Global Environmental Change: Human and Policy Dimensions*, **11** (2) (in press).
- LAND, K.C. & SCHNEIDER, S.H. 1987. Forecasting in the social and natural sciences: an overview and analysis of isomorphisms. — *Climatic Change*, **11**: 7-31.
- LARSSON, H. 1996. Relationships between rainfall and sorghum, millet and sesame in the Kassala Province, Eastern Sudan. — *Journal of Arid Environments*, **32**: 211-223.
- LE HOUEROU, H.N. 1992. Climatic change and desertization. — *Impact of Science on Society*, **166**: 183-201.
- LE HOUEROU, H.N. & HOSTE, H. 1977. Rangeland production and annual rainfall relations in the mediterranean basin and in the African Sahelo-Sudanian zone. — *Journal of Range Management*, **30** (3): 181-189.
- LEE, R.D., ARTHUR, W.B., KELLEY, A.C., RODGERS, G. & SRNIVASAN, N.T. 1988. Population, food and rural development. — Clarendon Press, Oxford.

- LEGENDRE, B. 1997. Implementation of small-scale energy systems. — *In*: REENBERG, A., NIELSEN, I. & MARCUSSEN, H.S. (Eds.), Natural Resource management projects energy provision. Proceedings of the 9th Danish Sahel Workshop on Decentralisation, Empowerment and Capacity Building (6-8 January, Serein), Occasional Paper no. 5, pp. 149-158.
- LELE, U. & STONE, S.W. 1989. Population pressure, the environmental and agricultural intensification: variations on the Boserup hypothesis. — *Managing Agricultural Development in Africa*, Madia discussion paper n° 4, The World Bank, Washington DC.
- LEONARD, H.J., YUDELMAN, M., STRYKER, J.D., BOWDER, J.O., BOER, A.J.D., CAMPBELL, T. & JOLLY, A. 1989. Environment and the poor: development strategies for a common agenda. — *US-Third World policy perspectives*, no. 11, Overseas Development Council, Washington DC.
- LERICOLLAIS, A. 1970. La détérioration d'un terroir Sob, en pays Sérèr (Sénégal). — *Etudes Rurales*, pp. 113-129.
- LEVINS, R. 1966. The strategy of model building in population biology. — *American Scientist*, **54** (4): 421-431.
- LINDQVIST, S. & TENGBERG, A. 1993. New evidence of desertification from case studies in Northern Burkina Faso. — *Geografiska Annaler*, **75 A** (3): 127-135.
- LINDSKOG, P. & TENGBERG, A. 1994. Land degradation, natural resources and local knowledge in the Sahel zone of Burkina Faso. — *GeoJournal*, **34** (4): 365-375.
- LITTLE, P.D., HOROWITZ, M.H. & NYERGES, A.E. 1987. Lands at risk in the Third World: local-level perspectives. — Westview Press, Boulder/London.
- LITTLEBOY, M., SMITH, D.M. & BRYANT, M.J. 1996. Simulation modelling to determine suitability of agricultural land. — *Ecological Modelling*, **86**: 219-225.
- LIVERMAN, D. 1994. Modelling social systems and their interaction with the environment: a view from geography. — *In*: GROFFMAN, P.M. & LIKENS, G.E. (Eds.), *Integrated regional models. Interactions between humans and their environment*. Chapman & Hall, New York, pp. 67-78.
- LO, H.M. & SENE, A. 1989. Human action and the desertification of the Sahel. — *International Social Science Journal*, **121**: 449-456.
- LOMBARD, J. 1987. Système de production et autosuffisance céréalière en pays sérèr (Sénégal). — *Cahier des Sciences Humaines*, **23** (3-4): 471-482.
- LOMBARD, J. 1989. La gestion des réserve vivrières en pays sérèr. — *In*: EL DIN, M. & MILLEVILLE, P. (Eds.), *Le risque en Agriculture*. ORSTOM, pp. 335-343.
- LOVELAND, T.R., ZHU, Z., OHLEN, D.O., BROWN, J.F., REED, B.C. & YANG, L. 1999. An analysis of the IGBP-DIS Global Land-Cover characterization process. — *Photogrammetric Engineering and Remote Sensing*, **65** (9): 1021-1032.
- LUNDHOLM, B. 1976. Adaptations in arid ecosystems. — *In*: RAPP, A., LE HOUEROU, H.N. & LUNDHOLM, B. (Eds.), *Can desert encroachment be stopped?* UNEP/SIES, *Ecological Bulletins*, **24**: 19-43.
- LYKKE, A.M. 1997. Reflexions on vegetation management of sub-humid savannas. — *In*: REENBERG, A., NIELSEN, I. & MARCUSSEN, H.S. (Eds.), Natural Resource management projects energy provision. Proceedings of the 9th Danish Sahel Workshop on Decentralisation, Empowerment and Capacity Building (6-8 January, Serein), Occasional Paper no. 5, pp. 47-69.
- MAATMAN, A., SAWADOGO, H., SCHWEIGMAN, C. & OUEDRAOGO, A. 1998. Application of zaï and rock bunds in the northwest regions of Burkina Faso: study of its impact on household level by using a stochastic linear programming model. — *Netherlands Journal of Agricultural Science*, **46**: 123-136.
- MABBUT, J.A. 1977. Perspectives on desertification. — *In*: *Economic Geography* (Vol. 53), Clark University, Boston, pp. 429-432.

- MACE, R. 1991. Overgrazing overstated. — *Nature*, **349**: 280-281.
- MAINGUET, M. 1990. La désertification: une crise autant socio-économique que climatique. — *Sécheresse*, **1** (3): 187-195.
- MAINGUET, M., 1992. Stratégies de combat contre la dégradation de l'environnement dans les écosystèmes secs: les réponses des Nations Unies, de la CEI, de la Chine et du Sahel. — *Bulletin de l'Association des Géographes Français*, **5**: 422-433.
- MALTHUS, T.R. 1798. Essai sur le principe de population. En tant qu'il influe sur le progrès futur de la société avec des remarques sur les théories de Mr. Godwin, de Mr. Condorcet et d'autres auteurs. — E.A. Wrigley and D. Souden, London.
- MALTHUS, T.R. 1960. On population. Three essays. A Mentor Book. — The New American Library, New York.
- MARCHAL, J.-Y. 1977. Système agraire et évolution de l'occupation de l'espace au Yatenga (Haute Volta). — *Cahier des Sciences Humaines*, **14** (2): 141-149.
- MARIKO, K.A. 1991. La réforme foncière et la restitution des droits aux paysans: quelques conditions de base pour inverser la dégradation écologique au Sahel. — *Dossiers du Programme Réseaux des Zones Arides*, **24**: 1-6.
- MARSH, S.E., WALSH, J.L. & HUTCHINSON, C.F. 1990. Development of agricultural land-use GIS for Senegal derived from multispectral video and photographic data. — *Photogrammetric Engineering and Remote Sensing*, **56** (3): 351-357.
- MARTIN, P.H. 1996. Physics of stamp-collecting? Thoughts on ecosystem model design. — *The Science of the Total Environment*, **183**: 7-15.
- MATHIEU, P. 1987. La désertification un processus irréversible? Quelques réflexions à partir du cas du Sahel. — Rapport CMID 14, Institut Supérieur de Philosophie, Louvain-la-Neuve.
- MATLON, P.J. & ADESINA, A.A. 1997. Agricultural growth and sustainability: prospects for semi-arid West Africa. — In: VOSTI, S.A. & REARDON, T. (Eds.), Sustainability, growth, and poverty alleviation: Policy and agroecological perspective. International Food Policy Research Institute, The John Hopkins University Press, Baltimore, pp. 229-245.
- MATSON, P.A., PARTON, W.J., POWER, A.G. & SWIFT, M.J. 1997. Agricultural Intensification and ecosystem properties. — *Science*, **277**: 504-509.
- MAYER, J. & DESCHAMPS, L. 1973. L'Agriculture tropicale. — *Coll. Que-sais-je?*, Presses Universitaires de France, Paris.
- MCCABE, J. T. 1987. Drought and recovery: livestock dynamics among the Ngisonyaka Turkana of Kenya. — *Human Ecology*, **15** (4): 371-389.
- MEADOWS, D.H., MEADOWS, D.L. & RANDERS, J. 1992. Beyond the limits: global collapse or a sustainable future. — Earthscan Publications Ltd, London.
- MEEHL, G.A. 1994. Influence of the land surface in the Asian summer monsoon: external conditions versus internal feedbacks. — *Journal of Climate*, **7**: 1033-1049.
- MENDELSON, R. & ROSENBERG, N.J. 1994. Framework for integrated assessments of global warming impacts. — *Climatic change*, **28**: 15-44.
- MENSHING, H. 1986. Is the desert spreading? Desertification in the Sahel zone of Africa. — *Applied Geography and Development*, **27**: 7-18.
- MERTENS, B. & LAMBIN, E.F. 1997. Spatial modelling of deforestation in southern Cameroon: spatial disaggregation of diverse deforestation process. — *Applied Geography*, **17** (2): 143-162.
- MERTENS, B., SUNDERLIN, W., NDOYE, O. & LAMBIN, E. F. 2000. Impact of macro-economic change on deforestation in South Cameroon: integration of household survey and remotely-sensed data. — *World Development*, **28**: 983-999.
- MILHAM, N. 1994. An analysis of farmers incentives to conserve or degrade the land. — *Journal of Environmental Management*, **40** (1): 51-64.

- MILLEVILLE, P. 1989. Risque et pratiques paysannes: diversité des réponses, disparité des effets. — *In*: ELDIN, M. & MILLEVILLE, P. (Eds), Le risque en agriculture, ORSTOM, pp. 19-24.
- MILTON, S.J., DEAN, W.R.J., DU PLESSIS, M.A. & SIEGFRIED, W.R. 1994. A conceptual model of arid rangeland degradation. — *BioScience*, **44** (2): 70-76.
- Ministère de la Coopération 1984. Mémento de l'Agronome (3e éd.). — Coll. «Techniques rurales en Afrique», La Documentation Française, Paris.
- MORTIMORE, M. 1988. Adapting to drought. — Cambridge University Press, Cambridge.
- MORTIMORE, M. 1993a. Population Growth and Land Degradation. — *GeoJournal*, **31** (1): 15-21.
- MORTIMORE, M. 1993b. The intensification of peri-urban agriculture: the Kano close-settled zone, 1964-1986. — *In*: TURNER II, B.L., HYDEN, G. & KATES, R.W. (Eds.), Population growth and agricultural change in Africa. University Press of Florida, Gainesville, pp. 358-399.
- MORTIMORE, M. 1998. Roots in the African Dust. Sustaining the Drylands. — Cambridge University Press, Cambridge.
- MORTIMORE, M. & TIFFEN, M. 1996. Long-term change in the West African drylands: the linkages between rural population density, urbanization, economic change and natural resource management in the Sahel. — Preliminary report and research proposal, ODI, unpublished.
- MORTIMORE, M.J. & ADAMS, W.M. 2001. Farmer adaptation, change and crisis in the Sahel. — *Global Environmental Change* (Special issue), **11** (1): 49-57.
- MOSS, R.H. 1992. Land Use and Land Cover change. — *Ambio*, **21** (1): 122.
- MOUSSA, B.I. 1999. Evolution de l'occupation des sols dans deux terroirs du sud-ouest nigérien: Bogodjotou et Ticko. — *In*: FLORET, C. & PONTANIER, R. (Eds), Jachères et systèmes agraires. CORAF/IRD, ex-ORSTOM/Union Européenne, Dakar, pp. 15-24.
- NAUDET, J.D. 1993. Peuplement et économie en Afrique de l'Ouest 1960-1990. — Etude des Perspectives à Long Terme en Afrique de l'Ouest, document de travail, SAH/D(93)406, OCDE/BAD/CILSS, Club du Sahel, Paris.
- NELSON, R. 1990. Dryland Management: the "Desertification" problem. — Technical Paper 116, The World Bank, Washington DC.
- NETTING, R. Mc., STONE, G.D. & STONE, M.P. 1993. Agricultural expansion, intensification and market participation among the Kofyar, Jos Plateau, Nigeria. — *In*: TURNER II, B.L., HYDEN, G. & KATES, R.W. (Eds.), Population growth and agricultural change in Africa. University Press of Florida, Gainesville, pp. 206-249.
- NIAMIR-FULLER, M. 1999. Introduction. — *In*: NIAMIR-FULLER, M. (Ed.), Managing mobility in African rangelands: the legitimization of transhumance. FAO/Beijer International Institute of Ecological Economics, IT Publications, pp. 1-9.
- NIAMIR-FULLER, M. & TURNER, M.D. 1999. A review of recent literature on pastoralism and transhumance in Africa. — *In*: NIAMIR-FULLER, M. (Ed.), Managing mobility in african rangelands: the legitimization of transhumance, FAO/Beijer International Institute of Ecological Economics, IT Publications, pp. 18-46.
- NIANG, M. 1979. Modernisation agricole et transformation du système agraire dans le sud du Sine-Saloum (Sénégal). — *In*: TRAORE, H. & GALLEY, R. (Eds), Maîtrise de l'espace agraire et développement en Afrique tropicale. Actes du Colloque de Ouagadougou (4-8 déc. 1978), Mémoires ORSTOM, n° 89. ORSTOM, Paris, pp. 523-527.
- NICHOLSON, S.E. 1989. Long-term changes in African rainfall. — *Weather*, **44** (2): 46-56.
- NICHOLSON, S.E., TUCKER, C.J. & BA, M.B. 1998. Desertification, drought and surface vegetation: an example from the west African Sahel. — *Bulletin of the American Meteorological Society*, **79** (5): 815-829.

- NJITI, C.F. & SHARPE, D.M. 1994. A goal-programming approach to the management of competition and conflict among land uses in the tropics: the Cameroon example. — *Ambio*, **23** (2): 112-119.
- NOVIKOFF, G. 1976. Traditional grazing practices and their adaptation to modern conditions in Tunisia and the Sahelian countries. — *In*: RAPP, A., LE HOUEROU, H.N. & LUNDHOLM, B. (Eds.), Can desert encroachment be stopped? UNEP/SIES, *Ecological Bulletins*, **24**: 55-69.
- O'CONNOR, M. 1971. *The Geography of Tropical African Development*. — Pergamon Press, Oxford.
- OBA, G., STENSETH, N.C. & LUSIGI, W.J. 2000. New perspectives on sustainable grazing management in arid zones of sub-Saharan Africa. — *BioScience*, **50**: 35-51.
- O'CALLAGHAN, J.R. & WYSEURE, G.C.L. 1994. Proposals for quantitative criteria in the management of sustainable agricultural systems. — *In*: SYERS, J.K. & RINNER, D.L. (Eds.), *Soil science and sustainable land management in the tropics*. Cab International, pp. 27-39.
- OCDE 1988. *Le Sahel face aux futurs: dépendance croissante ou transformation structurelle*. — Etude prospective des pays sahéliens 1985-2010, OCDE, Paris.
- ODINGO, R.S. 1990. The definition of desertification: its programmatic consequences for UNEP and the international Community. — *Desertification Control Bulletin*, **18**: 31-50.
- OJIMA, D.S., GALVIN, K.A. & TURNER II, B.L. 1994. The global impact of land use change. — *BioScience*, **44** (5): 300-303.
- OKORUWA, V., JABBAR, M.A. & AKINWUMI, J.A. 1996. Crop-livestock competition in the West African derived savannah: application of a multi-objective programming model. — *Agricultural Systems*, **52**: 439-453.
- OLSSON, K. & RAPP, A. 1991. Dryland degradation in central Sudan and conservation for survival. — *Ambio*, **20** (5): 192-195.
- OLSSON, L. 1985. An integrated study of desertification. — *Lund Studies in Geography, Ser. C*, n° 13, Lund.
- OLSSON, L. 1989. Integrated resource monitoring by means of remote sensing, GIS and spatial modelling in arid environments. — *Soil Use and Management*, **5** (1): 30-38.
- OLSSON, L. 1993a. Desertification in Africa: a critique and an alternative approach. — *GeoJournal*, **31** (1): 23-31.
- OLSSON, L. 1993b. On the causes of famine: drought, desertification and market failure in the Sudan. — *Ambio*, **22** (6): 395-403.
- OPENSHAW, S. 1981. Le Problème de l'Agrégation spatiale en Géographie. — *L'Espace Géographique*, **1**: 15-24.
- ORESQUES, N., SHRADER-GRECHETTE, K. & BELITZ, K. 1994. Verification, validation and confirmation of numerical models in the Earth Sciences. — *Sciences*, **263**: 641-644.
- OSTROM, E., BURGER, J., FIELD, C.B., NORGAARD R.B. & POLICANSKY, D. 1999 Revisiting the commons: local lessons, global challenges. — *Science*, **284**: 278-282.
- OTTERMAN, J. 1974. Baring high-albedo soils by overgrazing: a hypothesised desertification mechanism. — *Science*, **186**: 531-533.
- OTTERMAN, J. 1997. Anthropogenic impact on the albedo of the earth. — *Climatic Change*, **1**: 137-155.
- OUEDRAGO, D. & PICHE, V. 1993. De la prise en compte de l'intégration des variables démographiques dans la planification: les expériences sahéliennes. — *In*: Institut de Démographie (Ed.), *Intégrer population et Développement*, Chaire Quetelet 1990, Academia/L'Harmattan, Paris, pp. 669-683.
- PAINTER, T.M. 1987. Bringing land back in: changing strategies to improve agricultural production in the West African Sahel. — *In*: LITTLE, P.D., HOROWITZ, M.H. & NYERGES, A.E. (Eds.), *Lands at risk in the Third World: local-level perspectives*. Westview Press, Boulder and London.

- PALLIER, G. 1986. Les cultures vivrières dans les opérations de développement agricole intégrées maliennes à partir de l'exemple de la C.M.D.T. — *In*: CNRS (Eds), Crise agricole et crise alimentaire dans les pays tropicaux. CNRS, Bordeaux, pp. 167-181.
- PAPAGEORGIOU, Y.Y. 1982. Some thoughts about theory in the social sciences. — *Geographical Analysis*, **14** (4): 340-346.
- PARRY, M.L. 1975. Secular climatic change and marginal agriculture. — *Transactions*, **64** (March), Institute of British Geographers, London, pp. 1-13.
- PARRY, M.L., HOSSEL, J.E., JONES, P.J., REHMAN, T., TRNATER, R.B., MARSH, J.S., ROSENZWEIG, C., FISCHER, G., CARSON, I.G. & BUNCE, R.G.H. 1996. Integrating global and regional analyses of the effects of climate change: a case study of land use in England and Wales. — *Climatic Change*, **32**: 185-198.
- PARTON, W.J., HARTMAN, M., OJIMA, D. & SCHIMEL, D. S. 1998. DAYCENT and its land surface submodel: description and testing. — *Global and Planetary Change*, **19**: 35-48.
- PARTON, W.J., OJIMA, D.S. & SCHIMEL, D.S. 1994. Environmental change in grasslands: assessment using models. — *Climatic Change*, **28**: 111-141.
- PEHAUT, Y. 1986. Crise alimentaire et cultures d'exportations en Afrique: les fausses liaisons. — *In*: CNRS (Eds), Crise agricole et crise alimentaire dans les pays tropicaux. CNRS, Bordeaux, pp. 183-194.
- PELLISSIER, P. & SAUTER, G. 1970. Bilan et perspectives d'une recherche sur les terroirs africains et malgaches (1962-1969). — *Etudes Rurales*, **37-38-39**: 7-50.
- PENNING DE VRIES, F.W.T. & DJITEYE, M.A. 1982. La productivité des pâturages sahéliens. Une étude des sols, des végétations et de l'exploitation de cette ressource naturelle. — Centre for Agricultural Publishing and Documentation, Wageningen.
- PETIT, C.C. & LAMBIN, E.F. 2002. Long-term land-cover changes in the Belgian Ardennes (1775-1929): model-based reconstruction versus historical maps. — *Global Change Biology*, **8**: 616-630.
- PICARDI, A.C. & SEIFERT, W.W. 1976. A tragedy of the Commons in the Sahel. — *Technology Review* (May), pp. 42-51.
- PICKUP, G. 1996. Estimating the effects of land degradation and rainfall variation on productivity in rangelands: an approach using remote sensing and models of grazing and herbage dynamics. — *Journal of Applied Ecology*, **33**: 819-832.
- PIELKE, R.A., AVISSAR, R., RAUPACH, M., DOLMAN, H., ZENG, X. & DENNING, S. 1998. Interactions between the atmosphere and terrestrial ecosystems: influence on weather and climate. — *Global Change Biology*, **4**: 101-115.
- PIERI, C. 1989. Fertilité des terres de savanes. Bilan de trente ans de recherche et de développement agricoles au sud du Sahara. — Ministère de la Coopération et CIRAD-IRAT, Paris.
- PIERI, C. 1990. Les bases agronomiques de l'amélioration et du maintien de la fertilité des terres de savanes au sud du Sahara. — *In*: CIRAD/Ministère de la Coopération et du Développement (Eds), Savanes d'Afrique, terres fertiles?, Actes de Rencontres Internationales, Montpellier, pp. 43-60.
- PIMENTEL, D., MCNAIR, M., BUCK, L., PIMENTEL, M. & KAMIL, J. 1997. The value of forest to world security. — *Human Ecology*, **25** (1): 91-120.
- POWELL, J.M., FERNANDEZ-RIVERA, S., HIERNAUX, P. & TURNER, M.D. 1996. Nutrient cycling in integrated rangeland/cropland systems of the Sahel. — *Agricultural Systems*, **52** (2-3): 143-170.
- POWELL, J.M., IKPE, F.N., SOMDA, Z.C. & FERNANDEZ-RIVERA, S. 1998. Urine impact on soil chemical properties and the impact of urine and dung on peral millet yield. — *Experimental Agriculture*, **34**: 259-276.
- PRENTICE, K.C. & FUNG, I.Y. 1990. The sensitivity of terrestrial carbon storage to climate change. — *Nature*, **346**: 48-51.

- PRINCE, S.D., DE COLSTOUN, E.B. & KRAVITZ, L.L. 1998. Evidence from rain-use efficiencies does not indicate extensive Sahelian desertification. — *Global Change Biology*, **4**: 359-374.
- PRINS, E. 1997. Natural resources and resource utilization in Ferlo Faunal reserves — a baseline mapping report on natural resource and resource utilization. — *In*: REENBERG, A., NIELSEN, I. & MARCUSSEN, H.S. (Eds.), *Natural Resource management projects energy provision. Proceedings of the 9th Danish Sahel Workshop on Decentralisation, Empowerment and Capacity Building (6-8 January, Serein) Occasional Paper no. 5*, pp. 37-45.
- PUIGDEFABREGAS, J. 1998. Ecological impacts of global change on drylands and their implications for desertification. — *Land Degradation and Development*, **9** (5): 393-406 s.
- RAMACHANDRAN, M. & EASTMAN, J.R. 1996. Applications of G.I.S. to vulnerability mapping: a West African food security case study. — "Net" <http://www.idrisi.clarku.edu/risk/rskhome.htm>.
- RAPP, A. 1986. Introduction to soil degradation processes in drylands. — *Climatic Change*, **9**: 19-31.
- RAYMOND, G., FAURE, G. & PERSOONS, C. 1990. Pratiques paysannes en zone cotonnière face à l'augmentation de la pression foncière (Nord-Togo et Mali-Sud). — *In*: CIRAD/Ministère de la Coopération et du Développement (Eds.), *Savanes d'Afrique, terres fertiles?*, Actes de Rencontres Internationales, Montpellier, pp. 89-121
- RAYNAUT, C. 1985. Recherches multidisciplinaires sur la région de Maradi: rapport de synthèse. — DGRST, Paris.
- RAYNAUT, C. 1997a. Population and land: multiple dynamics and contrasting realities. — *In*: RAYNAUT, C., GREGOIRE, E., JANIN, P., KOECHLIN, J. & LAVIGNE DELVILLE, P. (Eds.), *Societies and Nature*. Routledge, London and New York, pp. 56-88.
- RAYNAUT, C. 1997b. Sahelian social systems: variety and variability. — *In*: RAYNAUT, C., GREGOIRE, E., JANIN, P., KOECHLIN, J. & LAVIGNE DELVILLE, P. (Eds.), *Societies and Nature*. Routledge, London and New York, pp. 56-88.
- RAYNAUT, C. 2001. Societies and nature in the Sahel: ecological diversity and social dynamics. — *Global Environmental Change* (Special issue), **11** (1): 9-18.
- RAYNAUT, C., GREGOIRE, E., JANIN, P., KOECHLIN, J. & LAVIGNE DELVILLE, P. 1997. *Societies and Nature*. — Routledge, London and New York.
- RAYNAUT, C., KOECHLIN, J., BRASSET, P., CHEUNG, C. & STIGLIANO, M. 1988. Le développement rural de la région au village: analyser et comprendre la diversité. — *Projet de développement rural de Maradi*, GRID, Bordeaux.
- RAYNAUT, C. & LAVIGNE DELVILLE, P. 1997. A shared land: complementary and competing uses. — *In*: RAYNAUT, C., GREGOIRE, E., JANIN, P., KOECHLIN, J. & LAVIGNE DELVILLE, P. (Eds.), *Societies and Nature*. Routledge, London and New York, pp. 109-136.
- RAYNAUT, C., LAVIGNE DELVILLE, P. & KOECHLIN, J. 1997. Relations between man and his environment: the main types of situation in the western Sahel. — *In*: RAYNAUT, C., GREGOIRE, E., JANIN, P., KOECHLIN, J. & LAVIGNE DELVILLE, P. (Eds.), *Societies and Nature*. Routledge, London and New York, pp. 184-212.
- REARDON, T., MALTON, P. & DELGADO, C. 1988. Coping with household-level food insecurity in drought-affected areas of Burkina Faso. — *World Development*, **16** (9): 1065-1074.
- REARDON, T. & TAYLOR, J.E. 1996. Agroclimatic shock, income inequality, and poverty: evidence from Burkina Faso. — *World Development*, **24** (5): 901-914.
- REARDON, T. & VOSTI, S.A. 1995. Links between rural poverty and the environment in developing countries: asset categories and investment poverty. — *World Development*, **23** (9): 1495-1506.

- REBOUL, C. 1985. Calendriers de travail, jours disponibles pour les travaux des champs & systèmes de culture et d'élevage. Itinéraire d'une recherche économique. — In: BLANC-PAMARD, C. & LERICOLLAIS, A. (Eds), *Dynamique des Systèmes Agraires: à travers champs agronomes et géographes*. ORSTOM, Paris, pp. 139-159.
- REENBERG, A. & LUND, C. 1998. Land use and land right dynamics — determinants for resource management options in eastern Burkina Faso. — *Human Ecology*, **26** (4): 599-620.
- REENBERG, A., NIELSEN, T.L. & RASMUSSEN, K. 1998. Field expansion and reallocation in the Sahel — land use pattern dynamics in a fluctuating biophysical and socio-economic environment. — *Global Environmental Change, Human and Policy Dimensions*, **8** (4): 309-327.
- RETAILLE, D. 1984. La mise en place d'une région en Afrique sahélienne autour du Kou-tous (Niger Oriental). — In: BLANC-PAMARD, C., BONNEMAISON J., BOUTRAIS, J., LASSAILLY-JACOB, V. & LERICOLLAIS, A. (Eds), *Le développement rural en questions*. ORSTOM, Coll. Mémoires, n° 106, Paris, pp. 181-204.
- RHODES, S.L. 1991. Rethinking desertification: what do we know and what have we learned? — *World Development*, **19** (9): 1137-1143.
- RIEBSAME, W.E., MEYER, W.B. & TURNER II, B.L. 1994. Modelling land use and cover as part of global environmental change. — *Climatic Change*, **28**: 45-64.
- RIETKERK, M., KETNER, P., STROOSNIJDER, L. & PRINS, H.H.T. 1996. Sahelian development: a catastrophe? — *Journal of Range Management*, **49**: 512-519.
- RINGROSE, S., MATHESON, W., TEMPEST, F. & BOYLE, T. 1990. The development and cases of range degradation features in southeast Botswana using multi-temporal landsat MSS imagery. — *Photogrammetric Engineering and Remote Sensing*, **56** (9): 1253-1262.
- ROCHETTE, R.M. 1989. Le Sahel en lutte contre la désertification: leçons d'expérience. — Deutsche Gesellschaft für Technische Zusammenarbeit (GTZ), Eschborn.
- ROGNON, P. 1991. Les sécheresses au Sahel replacées dans l'évolution climatique des vingt derniers millénaires. — *Sécheresse*, **3** (2): 199-210.
- ROSENBERG, J. 1993. A methodology called "MINK" for the study of climate change impacts and responses on regional scale. — *Climatic Change*, **24**: 1-6.
- ROSENZWEIG, C. & ABRAMOPOULOS, F. 1997. Land-surface model development for the GISS GCM. — *Journal of Climate*, **10**: 2040-2054.
- ROSENZWEIG, C. & HILLEL, D. 1998. Climate change and the global harvest. Potential impacts of the greenhouse effect on agriculture. — Oxford University Press, New York.
- ROSENZWEIG, C. & PARRY, M.L. 1994. Potential impact of climate change on world food supply. — *Nature*, **367** (January): 133-138.
- ROTMANS, J. 1990. Image: an integrated model to assess the greenhouse effect. — Kluwer Academic Publishers, Dordrecht.
- ROTMANS, J., DE BOOIS, H. & SWART, R.J. 1990. An integrated model for the assessment of the greenhouse effect: the Dutch approach. — *Climatic Change*, **16**: 331-356.
- ROTMANS, J. & SWART, R.J. 1991. Modelling tropical deforestation and its consequences for global climate. — *Ecological Modelling*, **58**: 217-247.
- ROUSH, W. 1995. When rigor meets reality. — *Science*, **269**: 313-315.
- RUTHENBERG, H. 1976. Farming Systems in the tropics. — Clarendon Press (2nd ed.), Oxford.
- RUTHENBERG, H. 1979. Les types de stratégies spatiales. — In: TRAORE, H. & GALLEY, R. (Eds), *Maîtrise de l'espace agraire et développement en Afrique tropicale*. Actes du Colloque de Ouagadougou (4-8 déc. 1978), Mémoires ORSTOM, n° 89, ORSTOM, Paris, pp. 79-82.
- SAKURAI, T. & REARDON, T. 1997. Potential demand for drought insurance in Burkina Faso and its determinants. — *American Journal of Agricultural Economics*, **79**: 1193-1207.

- SANDERS, D.W. 1986. Desertification processes and impact in rainfed agricultural regions. — *Climatic Change*, **9**: 33-42.
- SANDERS, J.H., NAGY, J.G. & RAMASWAMY, S. 1990. Developing new agricultural technologies for the Sahelian countries: the Burkina Faso case. — *Economic Development and Cultural Change*, **39** (1): 1-22.
- SANDFORD, S. 1982. Pastoral strategies and desertification: opportunism and conservatism in dry lands. — *In*: SPOONER, B. & MANN, H.S. (Eds.), *Desertification and development: dryland ecology in social perspective*. Academic Press, London, pp. 61-80.
- SAUL, M. 1991. Farm production in Baré, Burkina Faso: the technical and cultural framework of diversity. — *In*: DUPRE, G. (Ed.), *Savoirs paysans et développement*. Karthala-ORSTOM, Paris, chap. XIII, pp. 301-320.
- SCHIMMEL, D. 1994. Introduction. — *In*: GROFFMAN, P.M. & LIKENS, G.E. (Eds.), *Integrated regional models. Interactions between humans and their environment*. Chapman & Hall, New York, pp. 3-10.
- SCHLESINGER, W.H. & GRAMENOPOULOS, N. 1996. Archival photographs show no climate-induced changes in woody vegetation in the Sudan, 1943-1994. — *Global Change Biology*, **2**: 137-141.
- SCHOORL, J.M., VELDKAMP, A. & FRESCO, L.O. 1997. The conversion of land-use and its effects (CLUE-CR). A regression based model applied to Costa Rica. — *Quantitative Approaches in Systems Analysis*, **8** (january).
- SCOONES, I. 1992. Coping with drought: responses of herders and livestock in contrasting savannah environments in Southern Zimbabwe. — *Human ecology*, **20** (3): 293-314.
- SCOONES, I. 1996. Living with uncertainty. New directions in pastoral development in Africa. — IIED, Intermediate Technology Publications, London.
- SCOUVART, M. 2001. Changements d'occupation du sol en Amazonie brésilienne: bases pour l'élaboration d'un modèle de simulation dynamique. — Mémoire présenté en vue de l'obtention du grade de licencié en Sciences Géographiques, non publié, UCL.
- SECKLER, D. 1998. Malnutrition: an intellectual odyssey. — http://www.unu.edu/hq/library/food/UNU01/cap_17.htm#Nutritional.
- SEINI, A.W., NYANTENG, V.K. & VAN DEN BOOM, G.J.M. 1995. Income and expenditure profile of households in Ghana. — *In*: Réseau SADAOC (Eds.), *International Conference on Sustainable Food Security* (March 13-15, Accra, Ghana).
- SERNEELS, S. & LAMBIN, E.F. 2001. Proximate causes of land-use change in Narok District, Kenya: a spatial statistical model. — *Agriculture, Ecosystems and Environment*, **85** (1-3): 65-81.
- SHUKLA, A., DUBEY, B. & SHUKLA, J.B. 1996. Effect of environmental degrade soil on crop yield: the role of conservation. — *Ecological Modelling*, **86**: 235-239.
- SICOT, M. 1989. Contraintes et risques encourus par l'activité agro-pastorale au Sahel. Exemple de la Mare d'Oursi au Burkina Faso. — *In*: EL-DIN, M. & MILLEVILLE, P. (Eds.), *Le risque en agriculture*. ORSTOM, coll. A travers champs, Paris.
- SIMPSON, I.A., DUGMORE, A.J., THOMSON, A. & VESTEINSSON, O. 2001. Crossing the thresholds: human ecology and historical patterns of landscape degradation. — *Catena*, **42** (2-4): 175-192.
- SINCLAIR, A.R.E. & FRYXELL, J.M. 1985. The Sahel of Africa: ecology of a disaster. — *Canadian Journal of Zoology*, **63**: 987-994.
- SJAASTAD, E. & BROMLEY D.W. 1997. Indigenous land rights in sub-Saharan Africa: appropriation, security and investment demand. — *World Development*, **25** (4): 549-562.
- SKLAR, F.H. & COSTANZA, R. 1991. The development of dynamic spatial models for landscape ecology: a review and prognosis. — *In*: TURNER, M.G. & GARDNER, R.H. (Eds.), *Quantitative methods in landscape ecology*. Ecological studies, vol. 82, Springer Verlag, New York, pp. 239-288.

- SNRECH, S. 1994. Pour préparer l'avenir de l'Afrique de l'Ouest: une vision à l'horizon 2020. Eléments de synthèse de l'étude, document provisoire, SAH/D(94)439, CINERGIE — CILSS — Club du Sahel.
- SNRECH, S. 1997. Transformations structurelles de l'agriculture des savanes et du Sahel ouest-africains. — *Sécheresse*, **8** (3): 189-199.
- SOLBRIG, O.T. 1991. Ecosystems and global environmental change. — *Global Environmental Change*, **11**: 97-108.
- SPEEDING, C.R.W. 1988. An introduction to agricultural systems. — Elsevier Applied Science Publishers LTD, New York.
- SPEIRS, M. & OLSEN, O. 1992. Indigenous Integrated Farming Systems in the Sahel. — World Bank Technical Paper n° 179, Africa Technical Department Series, The World Bank, Washington DC.
- STAATZ, J.M., D'AGOSTINO, V.C. & SUNDBERG, S. 1990. Measuring food security in Africa: conceptual, empirical and policy issues. — *American Journal of Agricultural Economics* (December), pp. 1311-1317.
- STAFFORD, D.M. & FORAN, B.D. 1990. RANGEPACK, the philosophy underlying the development of a microcomputer-based decision support system for pastoral management. — *Journal of Biogeography*, **17**: 541-546.
- STEPHENNE, N. & LAMBIN, E.F. 2001a. A dynamic simulation model of land-use changes in Sudano-sahelian countries of Africa (SALU). — *Agriculture, Ecosystems and Environment*, **85** (1-3): 145-161.
- STEPHENNE, N. & LAMBIN, E.F. 2001b. Backward land-cover change projections for the Sudano-sahelian countries of Africa with a dynamic simulation model of land-use change (SALU). — In: MATSUNO, T. & KIDA, H. (Eds.), Present and future of modeling global environmental change — Towards integrated modeling. Terra Scientific Publishing Company, Tokyo, pp. 255-270.
- STEPHENNE, N. & LAMBIN, E.F. 2002. Scenarios of land-use changes in Sudano-sahelian countries of Africa: understanding the driving forces of environmental change. — *Geojournal* (forthcoming).
- STOMAL-WEIGEL, B. 1988. L'évolution récente et comparée des systèmes de production serer et wolof dans deux villages du vieux bassin arachidier (Sénégal). — *Cahier des Sciences Humaines*, **24** (1): 17-33.
- SWINTON, S.M. 1988. Drought survival tactics of subsistence farmers in Niger. — *Human Ecology*, **16** (2): 123-144.
- TABUTIN, D. & THILGES, E. 1992. Relations entre croissance démographique et environnement, du doctrinal à l'empirique. — *Revue Tiers-Monde*, **33** (130): 273-294.
- TACHHRI, K., TAKEUCHI, K. & TSUNEKAWA, A. 1998. The present status, potential and limits of simulation models of desertification. — In: SIGH, R.B. & MURAI, S. (Eds.), Space informatics for sustainable development, Balkema, Rotterdam, pp. 177-184.
- TAHA AYOUB, A. 1998. Extent, severity and causative factors of land degradation in the Sudan. — *Journal of Arid Environments*, **38**: 397-409.
- TAYLOR, C., LAMBIN, E.F., STEPHENNE, N. & ESSERY, R. 2002. The Influence of Land Use Change on Climate in the Sahel. — *Journal of Climate* (forthcoming).
- TENGBERG, A. 1995. Desertification in Northern Burkina Faso and Central Tunisia: inferred from vegetation cover changes, land degradation indicators and local knowledge. — Publ. A1, Goteborg University, Department of Physical Geography, Earth Science Centre.
- THEBAUD, B. 1990. Politiques d'hydraulique pastorale et gestion de l'espace au Sahel. — *Cahier des Sciences Humaines*, **26** (1-2): 13-31.
- THEBAUD, B. & BATTERBURY, S. 2001. Sahel pastoralists: opportunism, struggle, conflict and negotiation. A case study from eastern Niger. — *Global Environmental Change* (Special issue), **11** (1): 69-78.

- THOMAS, D.S.G. 1997. Science and the desertification debate. — *Journal of Arid Environments*, **37**: 599-608.
- THOMAS, D.S.G. & MIDDLETON, N.J. 1994. Desertification: exploding the myth. — John Wiley & Sons, Chichester.
- TIFFEN, M., MORTIMORE, M. & GICHUCKI, F. 1994. More people, less erosion: environmental recovery in Kenya. — John Wiley and sons, Chichester.
- TILMAN, D. 1999. Global environmental impacts of agricultural expansion: the need for sustainable and efficient practices. — *In*: Proceedings of the Colloquium «Plants and Populations: Is there time?» (Dec. 5-6 1998, Irvine), *Proc. Natl. Acad. Sci.*, **96**: 5995-6000.
- TILMAN, D., FARGIONE, J., WOLFF, B., D'ANTONIO, C., DOBSON, A., HOWARTH, R., SCHINDLER, D., SCHLESINGER, W.H., SIMBERLOFF, D. & SWACKHAMER, D. 2001. Forecasting agriculturally driven global environmental change. — *Science*, **292**: 281-284.
- TOTTE, M. 1996. Systèmes agraires, problématique de l'intensification agricole et télédétection: exemples au Burkina Faso. — Dissertation présentée en vue de l'obtention du grade de Docteur en Sciences, non publiée, UCL.
- TOULMIN, C. 1993. Lutter contre la désertification: réflexions préliminaires à une convention mondiale. — Dossier Programme Réseaux des Zones Arides. Programme Sahel de l'IUCN, document n° 42, IIED publications, London, pp.1-52.
- TOULMIN, C. & CHAMBERS, R. 1990. "Farmer-first": pour un développement durable des zones arides d'Afrique. — Dossier Programme Réseaux des Zones Arides. Programme Sahel de l'IUCN, document n° 19, IIED publications, London.
- TOURTE, ? 1992. Préface. — *In*: YUNG, J.M. & BOSCH, P.M. (Eds), Le développement agricole au Sahel. Tome IV, Coll. Documents Systèmes Agraires n° 17, CIRAD, Montpellier, pp. 5-21.
- TOUTAIN, B. 1979. Situation de l'élevage dans le Sahel voltaïque face à l'extension de l'espace agricole. — *In*: TRAORE, H. & GALLEY, R. (Eds), Maîtrise de l'espace agricole et développement en Afrique tropicale. Actes du Colloque de Ouagadougou (4-8 déc. 1978), Mémoires ORSTOM, n° 89, ORSTOM, Paris, pp 159-162.
- TOXOPEUS, A.G. 1996. ISM: an interactive spatial and temporal modelling system as a tool in ecosystem management. — ITC Publication, n° 44, Enschede.
- TRAORE, M. 1979. L'accumulation démographique et l'intensification de l'occupation de l'espace dans le Mali méridional. — *In*: TRAORE, H. & GALLEY, R. (Eds), Maîtrise de l'espace agricole et développement en Afrique tropicale. Actes du Colloque de Ouagadougou (4-8 déc. 1978), Mémoires ORSTOM, n° 89, ORSTOM, Paris, pp. 119-123.
- TUCKER, J., DREGNE, H.E. & NEWCOMB, W.W. 1991. Expansion and contraction of the Sahara desert from 1980 to 1990. — *Science*, **253**: 299-301.
- TURNER II, B.L. & BRUSH, S.B. 1987. Comparative farming systems. — The Guilford Press, New York.
- TURNER II, B.L., HANHAM, R.O. & PORTAHARO, A.V. 1977. Population pressure and agricultural intensity. — *Annals of the Association of American Geographers*, **67** (3): 384-396.
- TURNER II, B.L. & MEYER, W.B. 1991. Land use and land cover in global environmental change: considerations for study. — *International Social Science Journal*, **130**: 669-679.
- TURNER II, B.L., MEYER, W.B. & SKOLE, D.L. 1994. Global land-use/land-cover change: towards an integrated study. — *Ambio*, **23** (1): 91-95.
- TURNER II, B.L., MOSS, R.H. & SKOLE, D.L. 1993. Relating Land Use and Global Land-Cover Change: a proposal for an IGBP-HDP Core Project. — IGBP Report n° 24, HDP Report n° 5, IGBP/HDP Working Group on Land-Use/Land-Cover Change.

- TURNER II, B.L., SKOLE, D., SANDERSON, S., FISCHER, G., FRESCO, L. & LEEMANS, R. 1995. Land-use and land cover change: Science/Research Plan. — IGBP Report n° 5, HDP Report n° 7, IGBP, Stockholm.
- TURNER, M.D. 1998. Long-term effects of daily grazing orbits on nutrient availability in Sahelian West Africa: I. Gradient in the chemical composition of rangeland soils and vegetation. — *Journal of Biogeography*, **25**: 669-682.
- TURNER, M.D. 1999a. Merging local and regional analyses of land-use change: the case of livestock in the Sahel. — *Annals of the Association of American Geographers*, **89** (2): 191-219.
- TURNER, M.D. 1999b. The role of social networks, indefinite boundaries and political bargaining in maintaining the ecological and economic resilience of the transhumance systems of Sudano-Sahelian West Africa. — In: NIAMIR-FULLER, M. (Ed.), *Managing mobility in african rangelands. The legitimization of transhumance*. FAO/Beijer International Institute of Ecological Economics, IT Publications, pp. 97-123.
- UCAR 1991. Arid Ecosystems Interactions: Recommendations for Drylands Research in the Global Change Research Program. — UCAR Report n° 6, Office for Interdisciplinary Earth Studies, Boulder.
- ULANOWICZ, R.E. 1988. On the importance of higher-level models in ecology. — *Ecological modelling*, **43**: 45-56.
- UMBACH, E. 1989. Socio-economic systems as causal factors in the dynamics of ecosystems. — *Ecological Modelling*, **46**: 305-310.
- USED 1985. Bilan du développement économique des pays du CILSS et perspectives. — Unité Socio-Economique et de Démographie, CILSS/UN, Etudes et travaux de l'USED, n° 2, Dakar.
- UVIN, P. 1992. The state of world hunger. — In: GORDON, ? & BREACH, ? (Eds.), *The Hunger Report 1993, The World Hunger Program*, Brown University http://www.brown.edu/Departments/World_Hunger_Program/hungerweb/intro.html
- VAN LAVIEREN, B. & VAN WETTEN, J.C.J. 1990. Profil de l'Environnement de la vallée du Fleuve Sénégal. — Euroconsult and Institut National de la Recherche pour la Conservation de la Nature (RIN), Arnhem.
- VELDKAMP, A. & FRESCO, L.O. 1996. CLUE: a conceptual model to study the conversion of land-use and its effects. — *Ecological Modelling*, **85**: 253-270.
- VELDKAMP, A. & FRESCO, L.O. 1996b. CLUE-CR: an integrated multi-scale model to simulate land-use change scenarios in Costa Rica. — *Ecological Modelling*, **91**: 231-248.
- VELDKAMP, A. & FRESCO, L.O. 1997. Reconstructing land use drivers and their spatial scale dependence for Costa Rica (1973 and 1984). — *Agricultural Systems*, **1**: 19-43.
- VELDKAMP, A. & LAMBIN, E.F. 2001. Predicting land-use change. — *Agriculture, Ecosystems and Environment*, **85** (1-3): 1-6.
- VERBURG, P.H. & VELDKAMP, A. 2001. The role of spatially explicit models in land-use change research: a case study for cropping patterns in China. — *Agriculture, Ecosystems and Environment*, **85** (1-3): 177-190.
- VERSTRAETE, M.M. 1986. Defining desertification: a review. — *Climatic Change*, **9**: 5-18.
- VOSSEN, P. 1988. An analysis of agricultural livestock and traditional crop production statistics as a function of total annual and early, mid and late rainy season rainfall in Botswana. — *Agricultural and Forest Meteorology*, **42**: 369-382.
- VOSTI, A. & REARDON, T. 1997. Sustainability, growth, and poverty alleviation. Policy and agroecological perspective. — International Food Policy Research Institute, The John Hopkins University Press, Baltimore.
- VOSTI, S.A. & WITCOVER, J. 1996. Slash-and-burn agriculture — household perspectives. — *Agriculture, Ecosystems and Environment*, **58**: 23-38.

- WADE, N. 1974. Sahelian drought: no victory for western aid. — *Science*, **185**: 234-237.
- WALKER, B.H. 1993. Rangeland ecology: understanding and managing change. — *Ambio*, **22** (2-3): 80-87.
- WARREN, A. 1993. Desertification as a global environmental Issue. — *GeoJournal*, **31** (1): 11-14.
- WARREN, A. & AGNEW, C. 1988. An assessment of desertification and land degradation in arid and semi-arid areas. — Paper 2, IIED publications, International Institute for Environment and Development, London.
- WARREN, A., BATTERBURY, S. & OSBAHR, H. 2001. Soil erosion in the West African Sahel: a review and an application of a "local political ecology" approach in South West Niger. — *Global Environmental Change* (Special issue), **11** (1): 79-95.
- WARREN, A. & KHOGALI, M. 1992. Assessment of desertification and drought in the Sudano-Sahelian region: 1985-1991. — UNDP collaboration, United Nations Sudano-Sahelian Office (UNSO), New York.
- WATTS, M. 1993. Hunger, Famine and the Space of Vulnerability. — *GeoJournal*, **30** (2): 117-125.
- WEBB, P. & COPPOCK, D.L. 1997. Prospects for pastoralism in semi-arid Africa. — In: VOSTI, S.A. & REARDON, T. (Eds.), Sustainability, growth, and poverty alleviation. Policy and agroecological perspective. International Food Policy Research Institute, The John Hopkins University Press, Baltimore, pp. 229-245.
- WEIDENBERG, J., DIONE, J., FUCHS-CARSCH, M., KERE, A. & LEFORT, J. 1993. Revitalizing agricultural research in the Sahel. A proposed framework for action. — World Bank Discussion Papers, Africa Technical Department Series, n° 211, Washington DC.
- WESTOBY, M., WALKER, B. & NOY-MEIR, I. 1989. Opportunistic management for rangelands not at equilibrium. — *Journal of Range Management*, **42** (4): 266-274.
- WEZEL, A., RAJOT, J-L. & HERBRIG, C. 2000. Influence of shrubs on soil characteristics and their function in Sahelian agro-ecosystems in semi-arid Niger. — *Journal of Arid Environments*, **44**: 383-398.
- WICKENS, G.E. 1997. Has the Sahel a future? — *Journal of Arid Environments*, **37**: 649-663.
- WOODWELL, J.C. 1998. A simulation model to illustrate feedbacks among resource consumption, production, and factors of production in ecological-economic systems. — *Ecological Modelling*, **112** (2-3): 227-247.
- World Bank 1992. Development and Environment. — The World Bank, Washington DC.
- WRI/PNUE/PNUD 1992. World Resources 1992-1993. — World Resources Institute, Washington DC.
- WRIGHT, J., LEE, F., MCGUIRE, M., JOHNSON, J. & MITCHELL, M. 1994. A model for assessing vulnerability to famine in Burkina Faso, Chad, Mali and Niger. — Project 1994, FEWS/USAID, Arlington.
- WU, H., LI, B.-L., STOKER, R. & LI, Y. 1996. A semi-arid grazing ecosystem simulation model with probabilistic and fuzzy parameters. — *Ecological Modelling*, **90**: 147-160.
- XUE, Y. 1997. Biosphere feedback on regional climate in tropical North Africa. — *Quarterly Journal of the Royal Meteorological Society*, **123**: 1483-1515.
- XUE, Y. & SHUKLA, J. 1993. The influence of land surface properties on Sahel climate. Part I: Desertification. — *Journal of Climate*, **6**: 2232-2245.
- YUNG, J.M. & BOSCH, P.M. 1992. Le développement agricole au Sahel. Tome IV: Défis, recherches et innovations au Sahel. — Coll. Documents Systèmes Agraires, n° 17, CIRAD, Montpellier.
- ZENG, N. & NEELIN, J.D. 2000. The role of vegetation-climate interaction and interannual variability in shaping the African savanna. — *Journal of Climate*, **13**: 2665-2670.
- ZUIDEMA, G., VAN DEN BORN, G.J., ALCAMO, J. & KREILEMAN, G.J.J. 1994. Simulating changes in global land cover as affected by economic and climatic factors. — *Water, Air, and Soil Pollution*, **76** (1/2): 163-198.



