

Programme Réseaux

~~ARCHIVE 1992~~

~~De Noël Romo~~

**DOSSIER**

**Repenser l'écologie  
des parcours:  
Implications pour la gestion des  
terres de parcours en Afrique**

R. H. Behnke  
I. Scoones

**IIED**

INTERNATIONAL  
INSTITUTE FOR  
ENVIRONMENT AND  
DEVELOPMENT

**Dossier No. 33**

**mars  
1992**

**odi**

**Overseas Development Institute**

# **Repenser l'écologie des parcours: Implications pour la gestion des terres de parcours en Afrique**

Présentation générale des contributions  
et des débats à la réunion technique  
du Secrétariat du Commonwealth  
sur le développement des savanes  
et la production de pâturage  
19-21 novembre 1990, Woburn, G.-B.

**R. H. Behnke  
I. Scoones**

Ce document est une présentation générale des thèmes issues des contributions à la réunion technique sur l'écologie des parcours organisée par le Secrétariat du Commonwealth à Woburn (G. -B.) en novembre 1990. Tous les vingt-cinq scientifiques, qui y ont participé avaient abondamment travaillé en Afrique. Le financement de la réunion, ainsi que de la rédaction et la publication de ce document, a été dû au Secrétariat du Commonwealth, à la Banque Mondiale et à l'Institut International pour l'Environnement et le Développement (IIED). Roy Behnke est coordinateur du Réseau "Développement Pastoral" à l'Institut du Développement Outre-Mer (*Overseas Development Institute - ODI*) à Londres, et Ian Scoones est chercheur associé au Programme des Zones Arides de l'IIED. Ce texte est la traduction du document original de présentation générale d'octobre 1991 et nous remercions Mme. Jean Lubbock pour son apport terminologique. La version anglaise publiée simultanément a été légèrement modifiée.

---

## Table des matières

	<i>Page</i>
<b>Introduction</b>	<b>1</b>
<b>Capacité de charge et théorie de la succession: l'approche dominante</b>	<b>3</b>
<b>La capacité de charge: écologique ou économique</b>	<b>5</b>
<b>Systèmes de pâture ne se trouvant pas en équilibre</b>	<b>10</b>
<i>Changements de la végétation en un environnement épisodique</i>	<i>13</i>
<i>Les déterminants écologiques des déplacements du bétail</i>	<i>14</i>
<b>Réactions aux variations spatiales et temporelles: trois cas en Afrique pastorale</b>	<b>17</b>
<b>L'offre et la demande de court terme d'aliments pour bétail</b>	<b>20</b>
<b>Définition et mesure de la dégradation des terres de parcours</b>	<b>23</b>
<b>Une classification des types de terres de parcours: implications pour la gestion</b>	<b>29</b>
<i>Gestion des systèmes de terres de parcours: systèmes équilibrés et systèmes déséquilibrés</i>	<i>32</i>
<i>Gestion des ressources alimentaires du bétail</i>	<i>33</i>
<i>Formes de dégradation en différents types de parcours</i>	<i>35</i>
<b>Une gestion opportuniste</b>	<b>36</b>
<b>Bibliographie</b>	<b>41</b>

## Liste des figures

<b>Figure 1:</b>	<b>Relation entre l'état d'un parcours et son degré de rétrogression par rapport aux conditions du climax</b>	<b>4</b>
<b>Figure 2:</b>	<b>Relation entre populations végétales et animales en un quelconque système de pâture</b>	<b>6</b>
<b>Figure 3:</b>	<b>Interactions plantes-bétail au Turkana sous l'influence de fréquentes perturbations de sécheresse</b>	<b>12</b>
<b>Figure 4:</b>	<b>Relations entre masses d'herbivores, pluviosité annuelle moyenne et géomorphologie</b>	<b>30</b>
<b>Figure 5:</b>	<b>Distribution hypothétique des types de savanes par rapport aux principaux déterminants des savanes</b>	<b>31</b>

\* \* \* \*

## Liste des tables

<b>Table 1:</b>	<b>Effectif du cheptel sédentaire et migratoire en un environnement à variations saisonnières</b>	<b>15</b>
<b>Table 2:</b>	<b>Indicateurs biophysiques de la dégradation</b>	<b>25</b>

## **Repenser l'écologie des parcours: Implications pour la gestion des terres de parcours en Afrique<sup>1</sup>**

### **Introduction**

La gestion des parcours a été soumise, récemment, à une ample remise en question portant aussi bien sur ses bases conceptuelles que sur ses techniques. On fait désormais de plus en plus le lien entre un certain nombre de cas observés sur le terrain et qui jusqu'alors étaient tenus pour autant d'anomalies individuelles, afin de former une théorie alternative cohérente du fonctionnement des terres de parcours de savane (Frost *et al.* 1986).

La troisième édition, en 1975, du classique de Stoddard, Smith et Box, *Range management* (Gestion des parcours), débute avec l'observation que:

Durant les 30 ans et plus qui se sont écoulés depuis la publication de la première édition de *Range Management*, il y a eu de nombreux changements... Néanmoins, aucun nouveau cadre conceptuel ne vient différencier le domaine actuel de la gestion des parcours de ce qu'il était alors (1975, ix).

S'il est possible que cette affirmation ait été vraie en 1975, tel n'est plus le cas aujourd'hui.

La théorie et la technique conventionnelles ou dominantes de la gestion des parcours reposent sur des recherches menées aux États-Unis entre 1940 et 1960 (environ). Au fur et à mesure que se répandaient à travers le monde les préceptes de cette école, passant des enseignants aux étudiants, puis aux vulgarisateurs et aux éleveurs, nombre de généralisations et simplifications excessives se sont développées tandis que les avertissements et préalables soulignés dans les travaux initiaux se trouvaient fréquemment passés sous silence (Bartels *et al.* 1990).

Mais un problème encore plus fondamental s'est fait jour. On explique dans ces pages que les analyses présentées dans la conception conventionnelle de la science des parcours souffrent d'un défaut rédhibitoire quant à leur application à certains types de systèmes de terres de parcours. Elles n'ont point tant besoin d'ajustements mineurs, que d'une remise en question intégrale.

---

<sup>1</sup> Remerciements: les auteurs souhaitent témoigner leur reconnaissance à John English, Brian Kerr et Carol Kerwen pour leur lecture attentive et critique des diverses versions préliminaires de ce rapport.

Les parcours communaux ouverts, et en particulier les terres de parcours communales africaines, ont soumis la gestion classique des parcours à la plus sévère des mises à l'épreuve. Les techniques standard se sont avérées inefficaces, bien peu de projets de parcours ont eu un impact distinct, prévisible et durable sur le mode d'utilisation des terres de parcours, et les techniciens des parcours ont connu un échec spectaculaire dans leur tentative d'obtenir la coopération des communautés pastorales au service desquelles ils étaient censés se trouver. Compte tenu de tout cela, les nouvelles approches écologiques exposées ici offrent l'occasion — et en fait exigent — de procéder à une réévaluation de la gestion des terres de parcours en Afrique.

Bien qu'on ait déjà envisagé en détail les implications de ces approches alternatives, au plan de la gestion, pour les ranchs commerciaux (le plus récemment dans Westoby *et al.* 1989), le potentiel d'affinement des implications de gestion de ces nouvelles approches demeure immense en ce qui concerne les terres de parcours africaines, à prédominance communale et gérées par des pasteurs. Quant aux implications au niveau de la politique générale des recherches biologiques de base, elles ne sont pas toujours immédiatement évidentes, et les travaux en question ne sont pas toujours immédiatement accessibles aux autres parties intéressées à la gestion des terres de parcours, à savoir les administrateurs, les spécialistes des sciences humaines et les économistes.

Les textes qui font l'objet de ce rapport traitent de recherches biologiques récentes sur les terres de parcours africaines et ont pour but de mettre en lumière leurs implications d'ordre gestionnaire pour les politiques futures des donateurs et des gouvernements nationaux.

Le problème de gestion primordial des terres de parcours communales africaines a été perçu depuis un certain temps déjà, tant par le public en général que par nombre de professionnels des parcours, comme étant celui du contrôle de la dégradation des terres de parcours par le contrôle du nombre excessif de têtes de bétail. La base scientifique de cette préoccupation a été fournie par le concept de capacité de charge des terres de parcours, capacité définie et mesurée selon des hypothèses de base concernant l'impact des herbivores sur la succession des plantes. Ce concept a établi le critère normatif permettant de décider si les terres de parcours africaines sont surpeuplées en animaux, surpâturées et en fin de compte dégradées (Sandford 1983).

Les textes examinés ici posent un certain nombre de questions délicates au sujet du degré de précision d'estimation possible de la capacité de charge, des définitions actuelles du concept et de sa pertinence vis-à-vis de nombreux environnements arides africains. Ils observent aussi d'un oeil critique le concept

de dégradation des terres de parcours et proposent des techniques devant permettre d'en faire une évaluation plus appropriée. Enfin, ils apportent une contribution empirique au débat en cours, en offrant de nouvelles données sur l'état actuel des terres de parcours et du bétail dans un certain nombre de pays d'Afrique sub-saharienne.

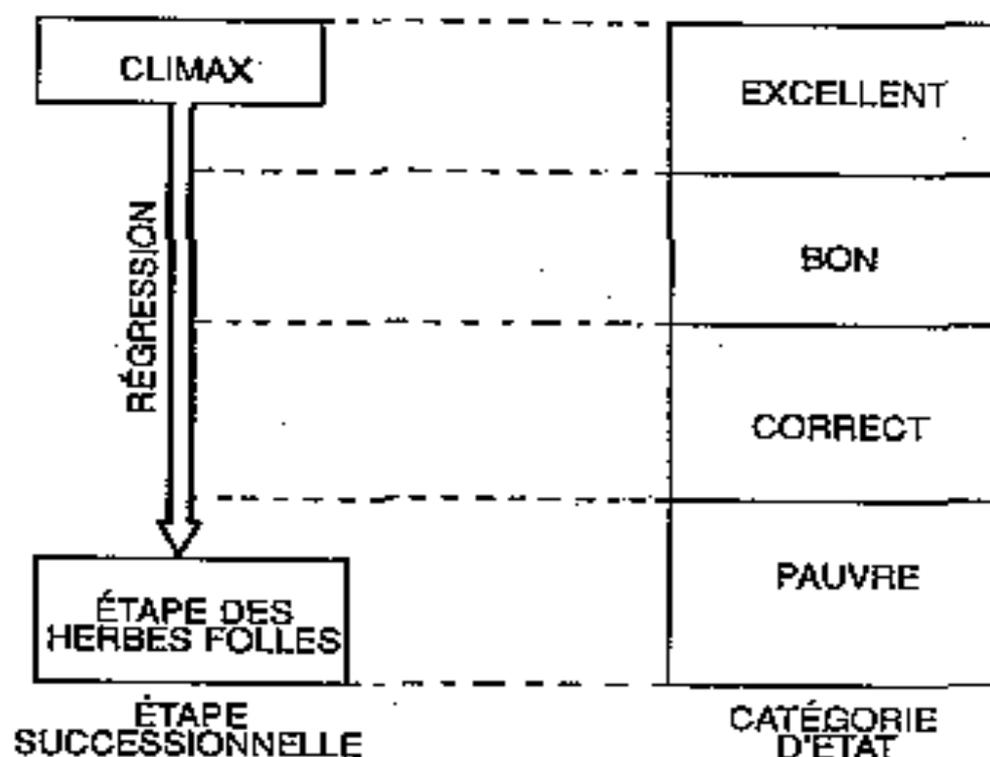
### **Capacité de charge et théorie de la succession: l'approche dominante**

La notion conventionnelle de capacité de charge repose sur la théorie de la succession des plantes, définie comme le processus ordonné grâce auquel une association ou communauté formée d'espèces de plantes en remplace une autre (Stoddart *et al.* 1975:16). Cette théorie a été d'abord élaborée en début de siècle pour expliquer la variation des types végétaux à l'échelle continentale (Clements 1916, Weaver et Clements 1938). La recherche en science des parcours, dans les années 30 et 40, a permis la transformation de cette théorie globale en une technique de gestion pratique et appliquée pour les fourrages naturels et les herbivores — c'est-à-dire, la gestion des parcours.

Tant la théorie de la succession que la pratique de la gestion des parcours ont supposé qu'un seul type végétal caractéristique et persistant, le climax, dominerait un site quelconque, en fonction du sol et du climat de ce site. Si ce climax se trouvait dérangé, la végétation pourrait cependant y revenir par une séquence successioneuse. On rencontre un exemple évident de dérangement et de succession ultérieure permettant un retour au climax dans le défrichement d'une zone forestière au profit de l'agriculture, l'abandon de cette zone et la réimplantation finale de la forêt au cours d'une séquence prévisible d'étapes végétales intermédiaires.

La technique de gestion des terres de parcours a adapté ces notions aux systèmes de pâture, en partant de l'idée que les effets de la pâture sur la végétation suivraient en parallèle, en moins spectaculaire, ceux du défrichage dans le contexte de l'agriculture emblavée. En d'autres termes, que la pâture ramenait la séquence successioneuse à une forme quelconque de sous-climax. En conséquence, la tâche du gestionnaire de parcours consistait à équilibrer la pression de pâture en regard de la capacité régénératrice naturelle des plantes, maintenant ainsi un sous-climax stable lui-même à l'origine d'un flux régulier et profitable de produits animaux. L'importance du concept de capacité de charge tenait au fait qu'il déterminait le niveau de densité du bétail qui permettrait de parvenir à cet équilibre.

**Figure 1: Relation entre l'état d'un parcours et son degré de régression par rapport aux conditions de climax**



*Source: extrait de Stoddart, Smith et Box 1975*

Si on franchissait le seuil de cette capacité de charge, l'équilibre entre pression de pâture et capacités régénératrices intrinsèques du parcours se trouvait rompu, et l'état du parcours se détériorait progressivement, détérioration qui se traduisait par un processus de régression remontant les étapes de la séquence successionnelle. La relation théorique entre un mauvais état du parcours et une étape antérieure de la séquence successionnelle est exprimée graphiquement par la Figure 1.

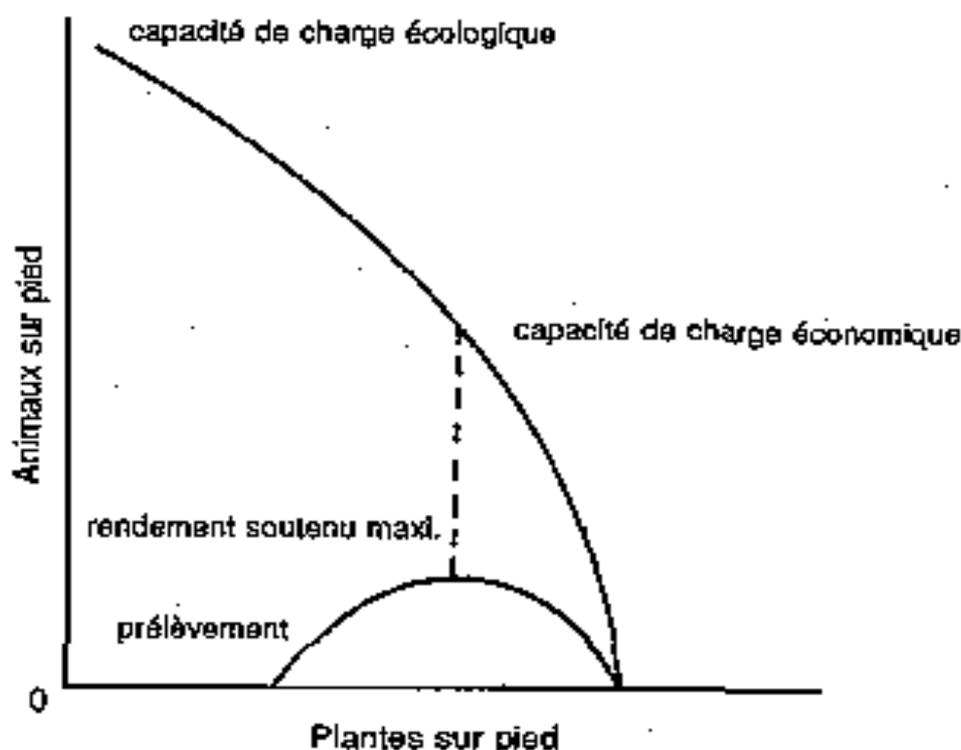
En termes pratiques, les gestionnaires de parcours expérimentés ont découvert qu'ils étaient souvent capables d'estimer l'état d'un parcours en observant les espèces végétales particulièrement sensibles aux effets du broutage. Ces espèces indicatrices croissaient ou diminuaient, ou bien envahissaient une terre de

parcours, en fonction de l'intensité de la pression de pâture, et ce faisant offraient un moyen pratique de mesurer le degré d'altération que la pâture avait imposé et continuait d'imposer à la végétation de climax. Cette approche botanique de l'évaluation de la détérioration d'un parcours a bénéficié d'un soutien certain, dans la mesure où le changement de végétation anticipait à la fois une production animale réduite et des niveaux accrus de déperdition pédologique, et servait donc d'alerte précoce du déclin d'autres éléments du système de la terre de parcours (Stoddart *et al.* 1975:267).

### **La capacité de charge: écologique ou économique**

Les biologistes spécialistes de la démographie de la faune ont élaboré une approche différente de la définition de la capacité de charge, en réaction aux problèmes pratiques de la gestion des parcs naturels, de leur végétation et de leurs populations d'herbivores sauvages. Les écologistes spécialistes des parcours ont beaucoup à apprendre de ces professions voisines pour leur mise au point d'une définition de la capacité de charge qui soit pertinente au point de vue de la gestion des terres de parcours communales utilisées par les pasteurs africains. Si on l'étend de manière à y intégrer l'étude de la production pastorale sur les parcours communaux, cette approche de la capacité de charge implique aussi qu'il faille fondamentalement réévaluer dans quelle mesure une forte densité du cheptel en zone pastorale entraîne nécessairement un surpâturage.

**Figure 2: Relation entre populations végétales et animales en un quelconque système de pâture**



*Source: d'après Caughley 1979 et Bell 1985.*

La Figure 2 fut d'abord présentée par Caughley (1979) avant sa mise au point par Bell (1985). Elle fournit une vue générale schématique de la relation entre plantes et population d'herbivores sauvages à différents niveaux alternatifs de charge animale. La courbe supérieure de la Figure 2 représente toutes les combinaisons techniquement possibles de densités végétales et animales en un système de pâture hypothétique. A l'extrémité droite de l'axe horizontal, la situation représentée est celle qui prévaut en cas de maigre population animale combinée à une abondance de plantes sur pied. Au fur et à mesure que croît la population animale, la biomasse de plantes comestibles diminue. En un système de broutage non perturbé, l'augmentation du nombre des animaux finira par être limitée par la diminution du fourrage naturel disponible, ce qui se produira lorsque la production fourragère sera égale à son taux de consommation par les

animaux, et que la population de bétail cessera d'augmenter parce que des fournitures alimentaires limitées entraînent des taux de mortalité égaux aux taux de natalité. A ce stade il n'y a pas de production excédentaire d'animaux ou de biomasse. Ce point d'équilibre, habituellement dénommé 'K' dans la littérature écologique, est appelé "capacité de charge écologique" dans la Figure 2. Lorsqu'on parvient à cette capacité de charge écologique, il se peut que le bétail soit abondant, mais il ne sera pas en particulièrement bon état. Quant à la végétation, elle ne sera pas aussi dense, et les communautés de plantes ne seront pas nécessairement composées des mêmes espèces, que c'eût été le cas en l'absence d'animaux (Caughley 1979, Bell 1985).

Si les gestionnaires veulent une végétation plus dense, ou des animaux en meilleure santé, il leur faut maintenir un nombre d'animaux inférieur. On y parvient grâce à la chasse, en ce qui concerne les herbivores sauvages, ou par abattage en ce qui concerne le bétail domestique. La courbe de prélèvement de la Figure 2 représente les différents niveaux de prélèvement que les gestionnaires doivent maintenir afin de préserver des combinaisons de densités animales et végétales autres que celles se produisant lorsqu'est atteinte la capacité de charge écologique. Au départ, la courbe de prélèvement part de zéro, pour une charge animale très faible, et augmente avec la taille croissante de la population herbivore. Le taux soutenable de prélèvement — déterminé en multipliant la population animale totale par l'excédent du taux de natalité sur le taux de mortalité — est le plus élevé à une densité pour laquelle la population animale connaît sa croissance la plus rapide. Ce point de rendement maximum soutenu se situe généralement, et approximativement, à la moitié ou aux deux tiers de la densité correspondant à la capacité de charge écologique, densité que Caughley avait appelée "capacité de charge économique" (1979). Quand la population animale augmente au-delà de la capacité de charge économique, le taux de prélèvement commence à chuter et finit par revenir à zéro, puisque des taux de mortalité élevés et de natalité en chute libre, évitent non seulement le besoin mais aussi le risque de passer par le prélèvement pour maintenir des populations animales stables.

En fonction de l'environnement économique et esthétique au sein duquel ils agissent, les gestionnaires de la faune ont été appelés à préserver nombre des différentes combinaisons de plantes et d'animaux représentées à la Figure 2. De par le contrôle qu'ils exercent sur les quotas de chasse, ils en ont eu souvent la possibilité.

A titre d'illustration des options de gestion disponibles pour les écologistes de la faune, supposons qu'un parc naturel donné puisse être exploité au mieux (en termes de profit) en choisissant de vendre des permis de chasse permettant à leurs titulaires de récolter des trophées. En un tel cas, le gérant du parc naturel

souhaitera disposer d'un système de pâture produisant de magnifiques spécimens pour trophées. Pour enregistrer des records de cornes, de bois, de défenses ou de poids du corps, il voudra parvenir à une faible densité d'animaux en très bonne santé d'une pyramide d'âge particulière, que l'on pourrait qualifier de "capacité de charge pour trophées", inférieure de très loin à la capacité de charge économique. Une abondante végétation sera le sous-produit de cet objectif de gestion. Mais par ailleurs, il est possible de diriger un parc naturel de manière à mettre sur le marché un nombre maximum de kilos de viande de gibier. En un tel cas, le gérant voudra obtenir une densité de population animale permettant d'obtenir un rendement maximal en termes de production de viande, soit la capacité de charge économique telle que la définit Caughley. Le sous-produit inévitable de ce système de gestion, par rapport à un parc naturel géré pour la chasse aux trophées, est un surcroît d'animaux et un déficit relatif de la végétation. En troisième option, envisageons un parc naturel dont la viabilité financière reposerait sur l'industrie touristique basée sur l'observation des grands fauves. En un tel cas, le gérant voudra obtenir une population animale relativement dense, accroissant la probabilité que chaque touriste puisse rencontrer véritablement les animaux qu'il souhaite voir. En cette instance, le gérant du parc naturel peut souhaiter disposer d'une grande population animale dépassant de beaucoup la capacité de charge économique, soit une densité qu'on pourrait appeler "capacité de charge photographique". Le sous-produit inévitable de cette forme de gestion de parc naturel sera bien entendu une moindre quantité de plantes sur pied que ce que l'on rencontre dans les deux cas de figure précédents.

Et de ces trois systèmes de gestion de parc naturel, quel est le bon? Tous sont techniquement possibles et économiquement profitables, sous certaines conditions, et chacun d'entre eux est associé à une densité animale spécifique. Du point de vue de Sirius de la gestion de la faune, ce sont trois systèmes de gestion défendables au plan écologique et scientifique, bien que leurs mérites relatifs aux plans financier et esthétique puissent être l'objet d'ardentes discussions. La conclusion implicite de cette position est qu'il n'est pas de capacité de charge unique, optimale au plan biologique et susceptible d'être définie indépendamment de différents objectifs de gestion liés à différentes formes d'exploitation animale.

Nous concluons donc que la seule définition intégrale de la capacité de charge est celle-ci: "Densité d'animaux et de plantes permettant au gestionnaire d'obtenir ce qu'il veut du système". Ainsi, toute définition spécifique de la capacité de charge doit être exprimée en fonction d'un objectif particulier, et doit être déterminée très précisément, puisqu'il n'existe pas, en ces systèmes interactifs, de points "naturels" de stabilité servant de foyers à des concepts auto-déterminants (Bell 1985: 153).

Au vu d'une telle perspective, parler de surpâturage ou de charge insuffisante n'a guère de sens tant que les gestionnaires ne précisent pas le genre de système de gestion qu'ils souhaitent instituer et ne révèlent pas les fondements de leur évaluation de la charge adéquate au dit système. Contrairement aux présupposés de la science conventionnelle des parcours, les gestionnaires de la faune ne disposent pas de critères biologiques "objectifs" leur permettant de spécifier la capacité de charge désirée sans faire référence à leurs propres buts et objectifs.

Et s'il faut définir la capacité de charge en fonction d'objectifs économiques de la gestion de la faune, pourquoi ce concept devrait-il être traité différemment quand on l'applique à des formes alternatives de production de bétail domestique utilisant des fourrages naturels? Il semblerait que dans les deux contextes — pastoral et bêtes sauvages — différentes charges animales soient associées et adéquates à différentes formes de production pastorale. L'équivalent pastoral de la chasse aux trophées pourrait se trouver dans l'élevage bovin en ranch à destination du marché de luxe pour viande de qualité. S'il y a une demande des consommateurs pour de la viande de qualité, certains éleveurs peuvent estimer qu'il est profitable de vendre un nombre relativement limité d'animaux en excellente condition, élevés avec une alimentation fourragère relativement abondante. Tout comme les gérants de parcs naturels qui dépendent de la chasse aux trophées, ces éleveurs auront besoin de maintenir leurs densités de cheptel bien en dessous de leur capacité de charge économique telle que Caughley l'a définie, et devront admettre des taux de prélèvement par abattage inférieurs au rendement maximum soutenable exprimé en kilos de viande récoltée. Alternativement, les éleveurs peuvent travailler pour un marché où la viande est vendue au poids sans distinction de qualités, ce qui est actuellement le cas, par exemple, au Kenya. Les éleveurs fonctionnant dans le cadre de ce type de commercialisation chercheront, tout comme leurs confrères produisant de la viande de gibier vendue au poids, à déterminer des densités de cheptel aussi proches que possible de la capacité de charge économique de Caughley.

Il y a enfin le cas du pastoralisme pratiqué dans une perspective de subsistance ainsi que d'autres formes d'élevage (pour la production commerciale de produits laitiers et de fibres) qui visent à récolter le produit animal sous forme de prélèvements sur les animaux vivants: toison, lait, sang, force de traction et transport. Pour ces producteurs, le prélèvement ne nécessite pas l'abattage des animaux et ils peuvent donc exploiter avec profit une vaste population animale sur pied (Payne 1990). Au prix d'un certain coût en termes de rendement, de santé et de viabilité pour chaque animal, ces producteurs peuvent être capables de préserver des densités bien supérieures à la capacité de charge économique et approchant la capacité de charge écologique. En des systèmes si lourdement chargés, la mortalité naturelle peut s'avérer élevée, mais elle ne représente pas, aux yeux des pastoralistes, le désastre absolu qu'elle serait pour les éleveurs

commerciaux, puisque les animaux peuvent être abattus en anticipation de leur décès, ou leurs carcasses consommées après leur mort.

Les relations décrites en Figure 2 le sont de manière simplifiée et ne peuvent servir de prévision des interactions réelles entre plantes et animaux dans la plupart des systèmes de pâture. D'autres sections de ce rapport examinent plus en détails un bon nombre des facteurs supplémentaires qu'il faut prendre en considération lors de l'évaluation des effets de la pression de pâture sur les ressources en terres de parcours, en différentes situations. Ce qu'indique bien la Figure 2, c'est la structure logique permettant de distinguer les aspects écologiques des aspects économiques de l'évaluation des terres de parcours.

La gestion courante des parcours a cherché à approfondir la science biologique de l'usage des terres de parcours afin de traiter les besoins pratiques des producteurs. A cause de l'association historique de la gestion des parcours avec les producteurs des ranchs bovins, nombre des indicateurs botaniques standard servant à évaluer la "capacité de charge" (facteurs de croissance, facteurs de diminution, rapports vivace/annuel, "empiètements" de broussailles, etc...) ont été en fait élaborés dans le but implicite d'évaluer la capacité de charge *économique* dans les systèmes d'élevage extensif de ranchs. On trouve là une explication de la poursuite de la croissance des effectifs de bétail bien au-delà, en certains points d'Afrique et en certains cas pendant 40 ou 50 ans, des limites supposées de la "capacité de charge". L'estimation fournie, semble-t-il, par les techniques de gestion des parcours, ne portait pas sur les niveaux de capacité de charge écologique, mais économique. Qui plus est, il s'agissait de niveaux de capacité de charge économique établis pour des genres de systèmes de production inconnus dans les régions alors évaluées. Au Zimbabwe, par exemple, les effectifs officiellement recommandés font référence à une capacité de charge "économique" destinée à la production commerciale bovine, et comme ils vont de la moitié au tiers de la capacité de charge écologique estimée, ils se situent bien en-deça des densités à long terme (Scoones 1990b).

### **Systèmes de pâture ne se trouvant pas en équilibre**

Le caractère erratique et variable de la pluviosité en de nombreuses régions pastorales d'Afrique pose un autre défi fondamental aux conceptions courantes de la capacité de charge. Toute notion de capacité de charge — écologique ou économique — repose sur l'idée que le nombre des herbivores est contrôlé grâce à la disponibilité du fourrage, laquelle est déterminée par le nombre des animaux. Il s'agit d'un modèle de rétroaction négative qui engendre finalement un équilibre stable entre populations animale et végétale.

Ce modèle d'interactions entre plantes et herbivores présuppose, à son tour, des conditions relativement constantes pour la croissance des plantes. En cas d'amples fluctuations de facteurs comme la pluviosité et la température, il est probable que ces variables non-biologiques auront un effet plus puissant sur la croissance des plantes que ne l'auront des modifications marginales de la pression de pâture provoquées par différentes charges animales. Par ailleurs, l'indisponibilité du fourrage en mauvaise année peut affaiblir les populations de bétail au point que l'impact de leur broutage sur la végétation devienne minimal la plupart du temps. Ainsi donc, dans ces climats fluctuants, la variable limitative de la croissance de la population herbivore risque d'être la pluviosité plutôt que la disponibilité du fourrage.

Si les perturbations sont intermittentes, il peut être utile d'analyser un système de pâture comme s'il était en équilibre, et de traiter les perturbations externes comme autant de "bruits" qui brouillent et obscurcissent le modèle d'équilibre sous-jacent. Mais d'autre part, si la perturbation est fréquente, le "bruit" aléatoire dominera tellement les événements qu'il sera plus utile de traiter le "bruit" comme étant lui-même le système. Les systèmes de pâture requièrent une approche différente de leur capacité de charge et de sa compréhension selon qu'ils sont dominés par le "bruit" ou par les événements, et c'est ce sur quoi il nous faut maintenant nous pencher.

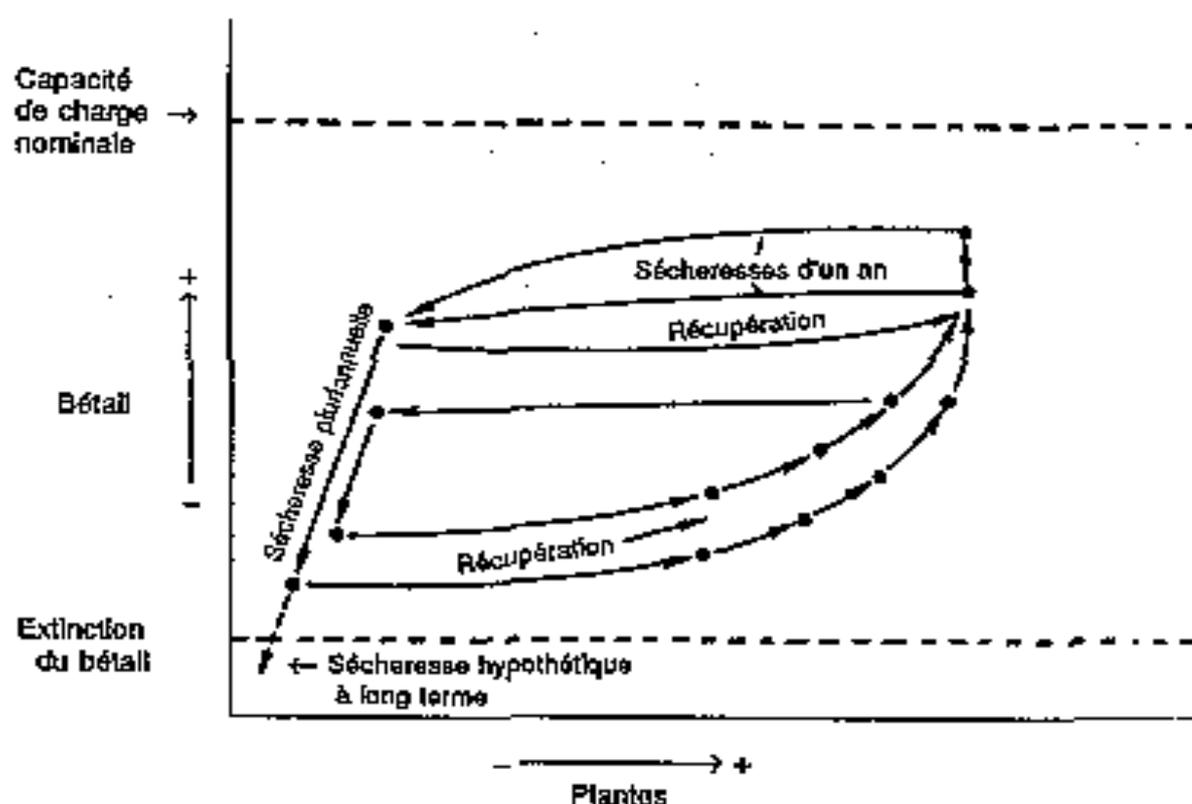
Basée sur Ellis et Swift (1988), la Figure 3 illustre les interactions plantes-bétail sous l'influence de perturbations de sécheresse, fréquentes en un climat fluctuant, celui du Turkana au Kenya. Les dénominations des axes de cette figure sont les mêmes que dans la Figure 2. La différence entre les deux figures tient au niveau présupposé de stabilité du système de pâture. En conséquence, la relation inversée entre populations végétale et animale qui caractérisait la Figure 2 s'est trouvée remplacée par un modèle plus complexe.

A l'extrême droite de la Figure 3, une série de points décrit un processus d'expansion des populations animale et végétale en des conditions de pluviosité favorable pour cet environnement particulier. Les points se trouvant à gauche de la figure représentent la contraction des deux populations en des conditions de sécheresse dont le degré de sévérité varie. Les sécheresses d'un an sont autant de reculs pour la population animale et un revers légèrement plus important mais quand même provisoire pour les plantes, tandis que les sécheresses pluriannuelles provoquent des effondrements de population animale et végétale. En un tel système, les populations de bétail risquent de diminuer à cause d'un manque de fourrage, mais la cause de la rareté du fourrage est la faiblesse excessive de la pluviosité plutôt que le trop grand nombre des animaux. Qui plus est, les grandes sécheresses sont suffisamment fréquentes, et la récupération des troupeaux suffisamment lente, pour que les chiffres du

bétail n'aient jamais l'opportunité de s'approcher de la capacité de charge écologique. En résumé, l'état de ce système de pâture en un moment quelconque est plus déterminé par l'occurrence aléatoire d'événements non biologiques que par l'interaction entre éléments biologiques du système lui-même (Ellis et Swift 1988).

Les Figures 2 et 3 synthétisent deux approches bien différentes pour comprendre l'écologie des terres de parcours. Dans les systèmes de pâture équilibrés du genre

**Figure 3: Interactions plantes-bétail au Turkana sous l'influence de fréquentes perturbations de sécheresse**



*Source: extrait d'Ellis et Swift 1988*

dépeint à la Figure 2, les conditions physiques soutenant la croissance des plantes sont relativement invariables, la consommation des herbivores contrôle la biomasse des plantes et c'est la disponibilité alimentaire qui agit comme régulateur ultime de la croissance de la population herbivore. A la Figure 3, qui dépeint les systèmes de pâture non équilibrés, les conditions physiques de

soutien à la croissance des plantes sont sujettes à de grandes variations peu prévisibles, et la consommation des herbivores ne contrôle pas la biomasse des plantes car la population animale subit elle-même la contrainte des mêmes facteurs physiques qui contrôlent la végétation. La pression de pâture peut entraîner des changements dans la végétation, mais ses effets en sont complexes et intermittents, comme on l'explique ci-dessous.

### *Changements de la végétation en un environnement épisodique*

Des changements irréversibles, soudains ou imprévisibles de la végétation sont difficiles à réconcilier avec les notions conventionnelles de la succession en terres de parcours, perçue comme réaction graduée à la pression de pâture. Arguant d'une abondance de cas de telles anomalies, Westoby *et al.* ont estimé que les modèles successionnels standard ne pouvaient rendre compte des modes observés de changements de végétation sur des terres de parcours déséquilibrées, et ont proposé un modèle alternatif "d'état-et-de-transition" pour rendre compte de ces changements.

On ne tente absolument pas, en un tel modèle, de disposer divers états de la végétation le long d'un seul trajet successional. En lieu et place, la végétation d'une région particulière est décrite "à l'aide de catalogues d'états alternatifs et de catalogues de transitions possibles entre états" (Westoby *et al.* 1989: 266). Un parcours peut passer d'un certain état à un certain nombre d'états différents, ou revenir à son état original, en suivant un trajet de transition, et ce à cause de facteurs différents de ceux ayant entraîné le changement initial.

Il se peut que différentes combinaisons factorielles (dont la pression de pâture n'est qu'un des éléments) soient requises pour entraîner une altération d'état, et les effets d'une charge animale particulière demeureront imprévisibles tant que tous ces facteurs ne seront pas connus. Et comme la marge de variation d'autres facteurs est fort grande, la gestion efficace des terres de parcours arides ne peut être ramenée à l'adhésion à une charge unique et prudente qu'on appliquera en toutes circonstances. La gestion des parcours consiste plutôt en un jeu de calcul de probabilités, "dont l'objet est de saisir des occasions et d'éviter les risques, autant que faire se peut" — ce que Westoby et Walker appellent la "gestion opportuniste" (Westoby *et al.* 1989: 266).

Les implications d'une gestion opportuniste pour une politique formalisée de développement du bétail en Afrique aride seront analysées dans la partie finale de ce rapport. La notion d'opportunisme n'est cependant pas chose nouvelle

pour les pasteurs africains; elle fournit la logique qui sous-tend une des plus typiques de leurs techniques agricoles — l'élevage migratoire.

### *Les déterminants écologiques des déplacements du bétail*

Les mouvements du bétail joueront probablement un rôle très différent selon que l'on se trouve dans des systèmes de pâture équilibrés ou non. Si un troupeau demeure confiné en un endroit, le nombre de têtes de bétail, leur viabilité et leur productivité sont limités par la ressource la plus rare pendant la saison de rareté maximale en cet endroit. Ces contraintes imposées à l'élevage sédentaire s'appliqueront aussi bien en un système de pâture équilibré du type dépeint à la Figure 2 que dans le cadre d'un système non-équilibré du type décrit à la Figure 3. Quant au coût de l'immobilité, il sera faible dans les systèmes équilibrés où les conditions sont constantes, et élevé dans les systèmes non équilibrés où il suffit d'une période défavorable pour que surgisse la possibilité d'une limitation de la production, quelle que soit l'abondance des ressources pendant les autres périodes.

Les techniques prédominantes de gestion de parcours conviennent de manière idéale aux besoins des formes sédentaires de l'élevage en conditions d'équilibre (dont l'exemple typique sont les ranchs clôturés des climats tempérés). Pour s'en tenir à l'essentiel, on peut dire que ces techniques tentent d'amoindrir les fluctuations saisonnières et inter-annuelles des ressources au sein d'une zone de terres de parcours bien délimitée. Ainsi par exemple, des densités modestes offrent à l'éleveur circonspect un "tampon" de fourrage en surplus pour les années inhabituellement mauvaises. L'érection de clôtures ou l'installation de points d'eau servent à implanter des systèmes uniformes de pâture et de consommation efficace du fourrage, tandis que les pâturages cultivés doivent servir à compenser toute production insuffisante de fourrage dans les pâturages naturels en certaines saisons, etc... Ces techniques trouvent leur utilité dans les systèmes de pâture équilibrés où la productivité du parcours est à la fois sûre et influençable par un certain degré de contrôle gestionnaire.

Les systèmes de pâture déséquilibrés présentent un type différent de problème de gestion. Le coût d'une stratégie sédentaire de production risque d'être beaucoup plus élevé dans un contexte de déséquilibre à cause des oscillations amples, imprévisibles et essentiellement incontrôlables de la productivité qui caractérisent ce genre d'environnement. En de telles circonstances, une gestion efficace consiste plus en un processus de réaction souple aux tensions qu'en leur prévention, et le déplacement fournit le moyen de les contourner dans certaines conditions écologiques.

Les avantages de la mobilité des troupeaux sont illustrés de manière schématique à la Table 1, qui dépeint un système mixte de pâturage, sédentaire et migratoire, composé de trois zones écologiques utilisées sur trois saisons. Les valeurs portées dans la table représentent le nombre potentiel de têtes de bétail que chaque zone pourrait supporter par saison, en supposant de grandes variations saisonnières des capacités zonales de charge. En un tel système hypothétique, la population de bétail sédentaire pouvant être supportée en permanence par une zone écologique quelconque s'élève à 100 têtes, soit la capacité de charge de chacune des zones pendant leur période saisonnière d'indisponibilité maximale de ressources. La population de bétail sédentaire totale que la région puisse supporter est de 300 têtes, soit la somme des plus faibles capacités de charge des trois zones écologiques.

**Table 1: Niveaux de peuplement sédentaire et migratoire en un environnement à variations saisonnières**

Zones écologiques régionales	Saisons			Chiffres de peuplement sédentaire
	Humide	Transitoire	Sèche	
A	1000	100	200	100
B	200	1000	100	100
C	100	200	700	100
<b>Totaux</b>			1000 <sup>1</sup>	300 <sup>2</sup>

1: Population bétailière régionale locale, y compris le peuplement migratoire et sédentaire.  
 2: Population bétailière sédentaire régionale totale.

Une production de bétail mobile amènerait à 1000 la capacité régionale totale de charge de bétail. Les bergers individuels pourraient se servir des permutations de huit régimes migratoires différents pour maintenir cette augmentation (en suivant la succession des saisons — humide, transitoire et sèche — ces régimes sont: ABC, ACB, ABA, ACC, BCA, BBA, BBC, BCC). L'illustration d'un modèle migratoire simple combinant deux de ces régimes figure dans la table. Si on suppose un chiffre de 100 animaux établis en permanence dans chaque zone, le cycle migratoire A (humide) → B (transitoire)

Une production de bétail mobile amènerait à 1000 la capacité régionale totale de charge de bétail. Les bergers individuels pourraient se servir des permutations de huit régimes migratoires différents pour maintenir cette augmentation (en suivant la succession des saisons — humide, transitoire et sèche — ces régimes sont: ABC, ACB, ABA, ACC, BCA, BBA, BBC, BCC). L'illustration d'un modèle migratoire simple combinant deux de ces régimes figure dans la table. Si on suppose un chiffre de 100 animaux établis en permanence dans chaque zone, le cycle migratoire A (humide) → B (transitoire) → C (sèche) → A (humide), indiqué par la flèche continue, peut supporter 600 animaux migrants supplémentaires. 100 animaux migrants de plus pourraient être supportés par un modèle de déplacements B (humide) → C (transitoire) → D (sèche) → B (humide), représenté par la flèche pointillée. Ces augmentations sont rendues possibles par le fait que les effectifs du cheptel migratoire sont déterminés par la période de moindres ressources dans l'ensemble de la région (en l'occurrence, dans notre exemple hypothétique, la saison sèche), plutôt que par la somme de chacune de ces périodes prises dans chaque zone écologique individuelle.

Bien que son propos ne soit pas de représenter une situation concrète, la Table 1 suggère un modèle de transhumance fait de mouvements cycliques de troupeaux basés sur des fluctuations prévisibles de l'environnement. Bien qu'on l'ait simplifié avec rigidité dans un but d'illustration, ce cas intègre huit régimes migratoires distincts pouvant être recombinaés de manière variée selon le nombre d'animaux se conformant à chacun d'entre eux. Les études de cycles de transhumance pastorale menées sur le terrain confirment la complexité potentielle de tels systèmes.

Cette complexité se trouve accrue par les effets exercés par les fluctuations fortuites de l'environnement, analysées par Sandford (1983:33-36). La logique de l'analyse de Sandford est semblable à celle de la Table 1, mais elle repose sur des chiffres de capacité de charge annuels plutôt que saisonniers concernant les zones de pâture au sein d'une région donnée. Ses calculs illustrent les avantages du déplacement opportuniste du bétail en réaction aux fluctuations imprévisibles de la pluviosité, aléatoires aussi bien dans l'espace que dans le temps, et ils évoquent les modèles contemporains des déplacements de troupeaux dans les aires communales du Botswana et du Zimbabwe, ou du Maasailand au Kenya. Ce sont des situations où les déplacements du bétail sur longue distance représentent avant tout une réaction contingente aux déficits de pluviosité imprévisibles mais localisés, aux maladies soudaines, aux interruptions de fonctionnement des forages ou aux incendies des parcours. Contrairement aux pasteurs pratiquant la transhumance, les éleveurs dans ces

zones n'ont pas de trajets migratoires réguliers. Ils s'assurent plutôt de droits d'accès à des refuges ou zones de repli qui permettront à leurs troupeaux de survivre aux crises localisées dans leur zone.

Qu'un déplacement soit régulier et saisonnier, ou contingent, ou présente la combinaison de ces deux qualités, la stratégie du producteur en système déséquilibré consiste à déplacer le bétail de manière séquentielle en une série d'environnements dont chacun atteint sa capacité de charge maximum à différents moments. Les troupeaux mobiles peuvent alors passer d'une zone à l'autre, d'une région à l'autre, évitant les périodes de maigres ressources et exploitant les périodes optimales dans chaque aire qu'ils utilisent. De cette manière, les producteurs de bétail mobiles peuvent préserver sur une vaste superficie une population de bétail totale et des niveaux de productivité supérieurs à ce que pourraient soutenir, toutes choses égales par ailleurs, plusieurs troupeaux distincts confinés dans leurs aires individuelles.

La prédominance de la mobilité pastorale comme stratégie d'élevage est révélatrice de l'approche générale de la gestion du bétail en environnement déséquilibré. La gestion de troupeau doit chercher à réagir aux périodes alternées de haute et faible productivité, l'accent étant mis sur l'exploitation de l'hétérogénéité de l'environnement plutôt que sur des tentatives de manipulation de ce dernier visant à maximiser la stabilité et l'uniformité. Les dernières parties de ce rapport aborderont les implications de ce style "opportuniste" de gestion de troupeau pour la conception des projets et programmes formalisés de développement de l'élevage.

### **Réactions aux variations spatiales et temporelles: trois cas en Afrique pastorale**

Trois contributions présentées à la Réunion technique de 1990 — et qui portaient sur les systèmes pastoraux du Kenya, de l'Éthiopie et du Zimbabwe — ont approfondi le thème de la distinction entre systèmes de pâture équilibrés et non équilibrés. Chacune a aussi souligné le rôle des déplacements opportunistes (quotidiens, saisonniers, annuels, et par générations) dans le maintien de ces systèmes de pâture. Il est probable que le système de pâture déséquilibré ou "mû par l'événement" le plus complètement étudié d'Afrique pastorale soit celui du Turkana, dans le nord-ouest du Kenya, décrit par J. Ellis et ses collaborateurs (il est fait référence à ce travail dans Coughenour *et al.* 1985, Coppock *et al.* 1986, Ellis *et al.* 1987 et Ellis et Swift 1990). Ellis et ses collègues ont découvert que les niveaux de pluviosité affectaient, au Turkana central, tous les aspects du système productif, et qu'ils étaient extrêmement erratiques. La sécheresse s'était produite environ 13 fois au cours

des 50 dernières années, et une grave sécheresse pluriannuelle s'était produite quatre fois pendant la même période (Ellis *et al.* 1987). Les pertes en bétail dues à la sécheresse pouvaient diminuer de moitié la taille des troupeaux, mais il n'y avait guère d'indices que les taux de perte fussent clairement liés à l'importance des effectifs. En fait, les animaux commencent à souffrir d'inanition, ou au mieux, se maintiennent en état, durant la saison sèche. Si celle-ci se prolonge en sécheresse, les termites et les pertes de végétation dues au vent, au soleil et à la décomposition contribuent à éliminer le fourrage sec même s'il n'est pas consommé par le bétail. A l'exception de certaines localités supportant des effectifs très importants, le nombre d'animaux survivant à une sécheresse était déterminé par la durée de la période sèche plutôt que par leur nombre avant le début de cette période.

Ellis et Swift (1990) ont élargi la portée de cette analyse afin d'y inclure les systèmes de pâture arides se trouvant en dehors du Turkana. Ils ont alors examiné les tendances pluviométriques à long terme d'un certain nombre de régions arides d'Afrique, et ont estimé que nombre de ces environnements connaissent des fluctuations massives et imprévisibles de leur pluviosité, semblables à celles du Turkana. Étant donné ces modèles climatiques, les systèmes de pâture déséquilibrés, mus par l'événement, peuvent prévaloir sur nombre des terres de parcours les plus arides du continent.

Ces conclusions sont tempérées dans l'étude de Coppock sur les terres de parcours du Borana, dans le sud de l'Éthiopie (1990). La pluviosité y est supérieure et plus sûre qu'au Turkana, et de graves sécheresses ne s'y produisent qu'avec des intervalles moins fréquents (20 ans). Selon Coppock, les pasteurs et leur bétail représentent, en cet environnement plus stable, d'importants agents du changement de végétation. Les sécheresses périodiques peuvent rendre plus délicate l'interprétation de cette situation, mais le modèle fondamental est celui d'une structure d'équilibre; des concepts d'équilibre tels que la capacité de charge ont donc une grande utilité analytique dans le cadre de ces environnements.

Pourtant, au Borana, le modèle des changements de végétation provoqués par le broutage est complexe aussi bien dans l'espace que dans le temps. Partant du travail de J.-C. Billé et d'autres, Coppock suppose l'existence d'un processus d'empiètement des broussailles suite à une forte pression de pâture qui épuise les éléments nutritifs du sol et accroît l'avantage concurrentiel des arbustes sur les herbes vivaces. La substitution des arbustes ligneux aux herbes entraîne l'abandon du site par les pasteurs. En l'absence d'une forte pression de pâture, l'implantation de nouveaux arbustes est maigre, alors que ceux qui existent déjà poussent jusqu'à leur maturité. Les éléments nutritifs du sol sont lentement remplacés grâce aux feuilles mortes, et les herbes reprennent graduellement

possession du terrain à mesure que le feu dégarnit les arbres. C'est un cycle qui peut prendre de 60 à 100 ans pour s'achever, et à l'issue duquel les pasteurs recolonisent le site, un site où le sol, redevenu fertile, soutient une savane mixte d'herbes et d'arbres.

Si la végétation en un site quelconque est de composition instable, le système de pâture du Borana peut s'avérer, dans son ensemble, remarquablement persistant, tandis que les pasteurs poursuivent leur cycle sur un certain nombre de sites différents. Ce modèle d'utilisation des terres pose des questions autant théoriques (au sujet de la nature de la dégradation) que pratiques (au sujet de l'adéquation des mesures de contrôle de cette dégradation au Borana). Dans le cadre des théories dominantes de gestion des parcours, des éléments tels que l'empiètement des broussailles, la déperdition des sols et de leurs éléments nutritifs ainsi que le déclin de la productivité du bétail provoquant l'abandon des sites par les pasteurs, seraient autant d'indications absolues de la dégradation des parcours. Mais tel qu'il est décrit dans le cas du Borana, l'empiètement des broussailles fait partie d'un mode d'utilisation des terres de parcours potentiellement durable, bâti autour de la flexibilité spatiale des producteurs pastoraux. Des efforts réalisés afin de limiter l'empiètement des broussailles et stabiliser la productivité en un site particulier bloqueraient le processus même qui ravive en fin de compte la productivité du site et fournit la base de la perpétuation de la productivité du parcours à l'échelle régionale. L'élément crucial pour le maintien du système global est l'existence d'une population humaine et bétailière suffisamment peu nombreuse pour permettre une "jachère" suffisante des sites individuels entre chaque réoccupation.

Tout comme Coppock, Scoones (1990b) a cherché à distinguer les poids relatifs des facteurs d'équilibre et de déséquilibre dans la formation des systèmes de pâture, en l'occurrence dans une aire communale du Zimbabwe. Au contraire de Coppock, Scoones concentre son analyse sur la dynamique des populations de bétail plutôt que sur l'état de la végétation, en se demandant quel est l'élément qui contrôle la croissance de ces populations — des événements historiques singuliers et épisodiques tels que les sécheresses, ou des facteurs continus et systémiques tels que la taille du troupeau bovin lui-même.

Se basant sur 60 années de données sur le cheptel dans le sud du Zimbabwe, Scoones conclut que si elles bénéficient d'une suite d'années de relativement bonne pluviosité, les populations bovines s'approchent d'un plafond fixé par la capacité de charge écologique. Avec l'augmentation des densités du cheptel, les taux de natalité diminuent alors qu'augmentent les taux de mortalité, mais ces deux taux ne parviennent jamais à s'équilibrer, si bien que la population bovine n'atteint jamais les limites de sa croissance. On ne parvient jamais aux densités maximum déterminées par la capacité de charge écologique à cause de

l'intervention aléatoire d'années d'exceptionnelle tension. En de telles périodes, les bovins meurent en nombre inhabituel, et ce à des taux qu'on ne saurait prévoir en se basant sur la densité du cheptel. A long terme, par conséquent, les facteurs de déséquilibre ont tendance à exercer une influence prépondérante sur les effectifs des populations bovines, avec pour résultats des populations bien en-deça de la densité "d'équilibre" potentielle. Mais les processus d'équilibre prennent toute leur signification pendant les années intermédiaires, quand les populations bovines sont abondantes, et ils peuvent avoir de l'importance dans la régulation de la population bovine. Si on se place dans une perspective de long terme, les conditions semi-arides du sud du Zimbabwe semblent être à l'origine de situations d'équilibre et de déséquilibre, à différentes époques.

Comme au Turkana et au Borana, le maintien du bétail au Zimbabwe dépend de sa mobilité et de sa capacité à exploiter les variations de l'environnement. Bien qu'ils ne soient normalement pas caractérisés comme relevant d'un système de production migratoire, les bovins des aires communales du Zimbabwe exploitent couramment la nature "en patchwork" de la végétation locale, qui change en fonction des différences pédologiques le long des systèmes de drainage. En plus de leurs déplacements réguliers, saisonniers, les troupeaux peuvent aussi se livrer à des migrations sur longue distance en sortant de leur domaine habituel en années de tensions exceptionnelles.

Le modèle commun qui ressort des études de cas effectuées au Kenya, en Éthiopie et au Zimbabwe est caractérisé par l'hétérogénéité — variabilité spatiale et temporelle exploitée par les troupeaux pastoraux et leurs propriétaires. Le débat, jusqu'à présent, s'est concentré sur l'importance de la variabilité pour notre compréhension du concept de capacité de charge. Nous allons passer maintenant à un examen des problèmes pratiques posés par cette même variabilité lorsqu'il s'agit de mesurer sur le terrain la capacité de charge.

### **L'offre et la demande de court terme d'aliments pour bétail**

En de nombreux cas, les tentatives de déterminer la capacité de charge se ramènent essentiellement à autant de tentatives d'estimation des niveaux de production d'élevage qu'on pourrait attendre de différents systèmes productifs selon différentes densités du cheptel. Ces calculs de "capacité de charge" peuvent être qualifiés avec plus de précision de "calculs d'offre et de demande d'aliments pour bétail à court terme" puisque le centre d'intérêt analytique ne se trouve pas dans la dégradation à long terme mais dans la capacité du système d'atteindre des objectifs immédiats de production à des densités alternatives.

En pratique, ces calculs impliquent l'estimation du volume total de végétation comestible produite en une année dans une aire spécifique, suivie de la comparaison de cette estimation avec les besoins de consommation de fourrage du bétail résident. On emploie couramment deux méthodes alternatives d'évaluation des niveaux d'offre-demande d'aliments (ces deux méthodes font l'objet d'un exposé très complet par De Leeuw et Tohill 1990).

La plus simple de ces méthodes repose sur l'estimation de la biomasse totale de plantes comestibles produite annuellement en une aire de parcours donnée, et exprimée de façon courante en termes de matière sèche par hectare. On ajuste ensuite le chiffre total de production à l'aide d'un coefficient de "bon usage", qui varie couramment de 30% à 45% et représente la proportion de végétation disponible à la consommation et dont les analystes supposent qu'elle peut être consommée en toute sécurité sans entraîner la détérioration des terres de parcours au cours des années suivantes. (La question de savoir comment définir et mesurer la détérioration des parcours fait l'objet de la prochaine section). Le chiffre de production ajusté est ensuite divisé par le chiffre des exigences de nourriture d'un animal individuel, et le résultat se trouve exprimé par le nombre d'animaux pouvant être supportés par unité de terre de parcours, approche employée par De Leeuw *et al.* (1990).

Les calculs de capacité de soutien du bétail, basés sur le tonnage de matière sèche produite par hectare, ne tiennent pas compte de la qualité variable du fourrage en tant qu'aliment animal, défaut auquel on peut pallier en évaluant la production végétale en termes de qualité de fourrage et non de sa quantité. C'est ce raffinement des méthodes de calcul plutôt standard qui est appliqué à la productivité des terres de parcours sahéennes dans la contribution de De Ridder et Bremen (1990). Ce texte met en relief avec vigueur la profondeur de recherche et le degré de compréhension des processus biologiques sous-jacents devant soutenir toutes ces tentatives d'estimation qui sont, à première vue, sans difficultés.

Aussi bien la précision que l'utilité de l'évaluation de l'offre-demande d'aliments sont cependant soumis au doute. Si l'on pense à la précision de dérivation des estimations, on se rend compte des possibilités d'erreur significative pouvant survenir à presque tous les stades du calcul:

- Le "coefficient de bon usage" n'est rien d'autre qu'une conjecture argumentée, puisqu'on sait bien peu de choses des reports d'effets de la pâture d'une année sur l'autre; par ailleurs, les capacités de charge estimées sont extrêmement sensibles aux modifications de ces taux d'usage, eux-mêmes produits d'estimations. Comme le remarquent Bartels *et al.* (1990), la décision d'appliquer un coefficient d'usage de

45% de préférence à 30% peut entraîner un accroissement de moitié de la capacité de charge (CC) estimée.

- Les estimations de la production de biomasse établies sur une base pluviométrique tiennent rarement compte de l'hétérogénéité et de la variabilité en productivité des paysages. Ainsi par exemple, le système d'estimation de régression mis au point pour le Sahel par Le Houérou et Hoste (1977) n'a pas intégré des points de données représentant les aires de "bas fonds" de faible altitude, où l'on rencontre une importante production d'herbes.
- La régénération des plantes broutées qui produit une meilleure qualité et parfois une production plus importante, est souvent passée sous silence.
- Les évaluations de la capacité de charge supposent des limites de terrain, mais la mobilité du bétail rend artificielles de telles évaluations; par ailleurs, il est presque impossible d'évaluer la "capacité de charge" dans des systèmes où des ressources spatialement disparates sont utilisées à différents stades d'un cycle de transhumance souple.
- Estimer la quantité et le genre de fourrage requis par un animal n'est pas chose facile, surtout quand plusieurs espèces de troupeaux aux habitudes alimentaires différentes se servent des mêmes terres de parcours, quand les propriétaires de troupeaux poursuivent différents objectifs économiques, ou quand les chiffres d'exigence alimentaire reposent sur des animaux de postes de recherche physiologiquement ou génétiquement inadaptés aux tensions nutritives (Payne 1965).

Ces difficultés ont été parfois à l'origine d'estimations honteusement inexactes. Bartels *et al.* (1990) citent l'exemple d'estimations de capacité de charge en Somalie selon lesquelles certaines terres de parcours ont un excès chronique de cheptel dans une proportion de huit fois supérieure à leur capacité, situation impossible d'un point de vue biologique.

L'ambiguïté conceptuelle, pensent Bartels *et al.* (1990), est renforcée par les erreurs de mesure, jusqu'au point où les estimations de capacité de charge ne sauraient servir d'instrument fiable pour la planification:

Nous en avons conclu que le concept de CC est d'une validité douteuse vis-à-vis des systèmes africains de production de bétail, qu'il est presque impossible d'estimer la CC avec exactitude, et que ce concept ne peut être appliqué de façon sensée aux systèmes pastoraux. Les énormes dépenses consacrées à l'estimation de la CC en Afrique sub-saharienne n'ont guère

contribué au développement de l'élevage et ont détourné des ressources d'autres priorités. Il faut reconnaître les problèmes que pose le concept de CC et cesser de tenter de l'appliquer.

Et il faut enfin tenir compte de la question du mode d'utilisation des estimations d'offre-demande d'aliments. Les contributions de De Leeuw et de De Ridder (1990) démontrent clairement l'importance analytique de ces estimations pour les tentatives de compréhension du fonctionnement des systèmes sabéliens de pâture. Ces estimations colorent aussi notre perception du pastoralisme africain, de sa situation actuelle et de son potentiel de développement. Mais l'analyse est une chose, et la mise en vigueur en est une autre. Comme le remarquent Bartels *et al.* (1990):

En dépit de nombreuses tentatives passées, nous ne connaissons aucune circonstance où un gouvernement africain ait réussi à persuader des foyers pastoraux, ou un groupe pastoral, de limiter volontairement les effectifs du bétail à une CC estimée.

Jusqu'à ce que des administrateurs aient imaginé quelque mécanisme pour faire respecter les densités de cheptel recommandées, ces estimations pourront fournir l'arrière-plan des prises de décision administrative, mais ne constitueront pas des objectifs réalistes de gestion.

### Définition et mesure de la dégradation des terres de parcours

La dégradation des parcours, comme la notion plus populaire, mais associée, de "désertification", a été définie selon une multitude d'approches contradictoires (ODI (1977), Sandford (1983), Warren et Agnew (1988). Il importe de disposer d'une définition claire, tant à cause de la charge émotionnelle que véhicule cette question, que parce que la signification attribuée à ce terme détermine largement le choix des critères de diagnostic servant à en mesurer la fréquence.

Dans ce rapport, nous tenons la dégradation des terres de parcours comme équivalent à la perte de longue durée ou permanente d'un bien économique, en l'occurrence un déclin irréversible de la production de bétail. Abel et Blaikie (1989) ont avancé une définition de la dégradation des terres de parcours cohérente avec ce point de vue, à savoir:

La dégradation des terres de parcours est un phénomène de déclin effectivement permanent affectant le taux de rendement d'un territoire en produits d'élevage selon un certain système de gestion. "Effectivement"

signifie que les processus naturels ne pourront régénérer la terre dans les délais susceptibles d'intéresser les humains, et que le capital ou la main d'oeuvre investis dans la régénération ne sont pas justifiés... Cette définition exclut les changements de végétation réversibles, même s'ils peuvent entraîner des déclinés temporaires de la productivité secondaire. Elle intègre les changements effectivement irréversibles affectant les sols et la végétation.

Il est utile d'approfondir l'expression "selon un certain système de gestion". Différents systèmes d'utilisation des terres font appel à différents composants de l'environnement naturel et doivent préserver ces derniers pour assurer leur propre viabilité. On trouve un exemple évident avec les défenseurs de l'environnement dont la préoccupation sera de maintenir la diversité des espèces présentes dans une certaine région, alors que les gestionnaires commerciaux de la faune ne s'intéresseront point tant à la diversité des espèces qu'à une offre abondante des animaux de gros gibier dont ils dépendent financièrement. L'évaluation de la dégradation, telle qu'on l'a définie ici, n'essaye pas d'indiquer lequel de ces systèmes d'utilisation des terres est "le meilleur". Elle tente d'évaluer la capacité d'un système de gestion donné de préserver les éléments de l'environnement naturel essentiels pour la perpétuation de son intégrité.

On a proposé des indicateurs potentiels, biologiques et physiques, de la dégradation des terres de parcours: changements des sols, de la végétation, de l'état et de la production du bétail (cf. Table 2). Il faut maintenant se demander dans quelle mesure ces indicateurs sont à même de repérer les pertes définitives subies par les produits d'élevage, source d'inquiétude véritable pour les producteurs pastoraux.

La gestion conventionnelle des parcours s'est appuyée sur les indicateurs végétaux pour évaluer la dégradation des terres. L'état d'une terre de parcours est identifié, convient-on, à son statut successional; une végétation "vierge" ou de climax, non perturbée par l'activité humaine, correspond à un état "excellent" du parcours, et la rétrogression à partir de là, en remontant la séquence successionalle, entraîne un score d'état de plus en plus faible (Figure 1). La "tendance" représente le sens de l'évolution d'un parcours au sein de cette suite de classes d'état, et une tendance en déclin ou un faible score d'état sont des mesures standard de la dégradation d'un parcours. On peut sérieusement douter qu'elles représentent aussi des mesures fiables des phénomènes de déclin permanent de la production économique des terres de parcours africaines.

---

**Table 2: Indicateurs biophysiques de la dégradation**

---

**Modifications du sol:**

- Fertilité diminuée
- Capacité de rétention d'eau diminuée
- Infiltrations décroissantes
- Pertes pédologiques nettement supérieures à la formation des sols

**Modifications de végétation:**

- Changements de la productivité végétale dans la durée, sans rapport avec les tendances de la pluviosité
- Modifications de la couverture végétale
- Modifications de la composition en espèces végétales servant aux animaux
- Transferts entre états transitoires de la végétation entraînant une diminution du fourrage (par ex. empiètement grave des broussailles)

**Production de bétail**

- Notation de l'état des animaux
- Taux de vêlage et taux de mortalité (modèles de population)
- Rendements laitiers

*Source: discussions au cours de la Réunion technique*

---

Le problème initial consiste à décider de ce que nous voulons mesurer: le déclin de la productivité ou les changements de végétation? Vu le caractère essentiellement économique de la définition de la dégradation employée ici, les changements de végétation ne présentent aucun intérêt intrinsèque sauf s'ils apportent aussi une indication solide des changements de la productivité du bétail. Il est presque certain que les effectifs importants maintenus par certains pasteurs ne manqueront pas d'altérer une végétation "vierge" ou "de climax", que ce soit dans des systèmes de pâture équilibrés, ou dans des aires de concentration du cheptel autour des points d'eau ou des habitations humaines (Coppock 1990, De Leeuw *et al.* 1990, Grouzis 1990). Ces parcours auront tendance à être en mauvais état, si on définit l'état du parcours d'un point de vue successional. Pourtant, comme l'ont observé Wilson et Tupper, "l'agriculture en général repose sur la modification ou le remplacement de la

végétation naturelle, et il faut évaluer les terres de parcours, bien que les modifications n'y soient que partielles, dans la même perspective" (1982: 689). Bien peu nombreux seraient les ingénieurs agronomes qui concluraient à la "dégradation" d'un pré anglais pour moutons ou d'une rizière javanaise pour la seule raison que plusieurs siècles auparavant ils ont pris la place d'une hêtraie tempérée ou d'une forêt tropicale humide. Plus importante est la question de savoir si un quelconque de ces systèmes agricoles — y compris les systèmes pastoraux d'exploitation des parcours et les environnements artificiels qu'ils ont créés — est viable à long terme.

Une observation directe de la végétation des terres de parcours n'apporte donc pas, dans l'ensemble, de réponse sans équivoque à cette question. L'instabilité climatique fait partie du problème. De grandes fluctuations dans la composition en espèces, la biomasse et la couverture végétales sont typiques des terres de parcours sujettes à une pluviosité erratique. Comme la végétation, dans ces régions, est sans arrêt perturbée, elle s'est adaptée aux perturbations et possède une capacité supérieure de s'en remettre (Walker *et al.* 1981). De telles terres de parcours sont instables, mais résistantes.

La résistance ne protège pas de la dégradation, mais elle complique le travail de mesure de cette dernière à l'aide d'indices d'ordre végétal. Le problème, en ce qui concerne l'évaluation de la dégradation, consiste à distinguer entre fluctuations temporaires et modifications permanentes des conditions végétales (Grouzis 1990). L'état des connaissances en matière de dynamique des écosystèmes de savanes ne permet souvent pas d'établir avec assurance une telle distinction. Il s'ensuit que l'on éprouve de grandes difficultés à détecter la "dégradation" due à l'homme, par rapport au changement de végétation dû aux pluies (Ahlichrona 1989, Warren et Agnew 1989).

Les taux de perte de sols et autres changements pédologiques délétères risquent fort de s'avérer, en tant qu'indicateurs d'une dégradation irréversible des terres de parcours, plus fiables que les modifications de la végétation. C'est une possibilité qu'ont traitée trois contributions à la Réunion technique de Woburn. Biot (1990) a proposé des techniques de mesure et de modélisation des pertes de sol; Abel (1990) a établi la relation entre ces mesures et les changements de la production d'élevage; Stafford-Smith et Pickup (1990) ont évalué les facteurs spatiaux compliquant toute tentative de relier les pertes de sol aux modifications de la productivité du bétail.

Biot (1990) présente un modèle de perte de sol pour une portion des durs terrains de parcours du veld du Botswana oriental. Dans ce paysage soumis à l'érosion, comme dans la plupart des contrées arides et semi-arides d'Afrique, les taux de perte de sol sont supérieurs aux taux de formation des sols, même

en l'absence de toute utilisation. En un tel environnement, l'arrêt du changement écologique ne fait pas partie des options disponibles, mais il faut plutôt consacrer les recherches et les débats stratégiques à déterminer ce qui constitue un rythme de changement acceptable.

Biot utilise le concept de "durée de vie du sol" ou d'"adéquation résiduelle du sol" pour caractériser le laps de temps pendant lequel on peut maintenir un certain niveau de production tirée de la terre, selon différentes intensités de pâture. Ses techniques d'estimation parviennent à une image d'un optimisme inattendu de la perte de sol dans les terres de parcours communales du Botswana. En fonction des densités du cheptel relevées lors de son étude, il évalue à plus de 400 ans la durée de vie résiduelle dans la zone examinée; le changement écologique est certainement en cours, mais pas à un rythme catastrophique.

Liés à un seul paysage et à un certain système de gestion, on ne peut généraliser les résultats de Biot, ce qui n'est peut-être pas le cas de ses techniques de modélisation, dont il a discuté le potentiel dans son texte, comparant des taux de déperdition pédologique pour des systèmes de parcours hypothétiques des tropiques semi-arides, humides et secs. Comme on pourrait s'y attendre, cet exercice comparatif démontre que les paysages réagissent très différemment à la pression de pâture en fonction de facteurs tels que la pluviosité, l'angle des pentes, la texture des sols et la couverture végétale. Certes, au stade actuel, les conclusions de Biot n'ont qu'une valeur indicative, mais elles laissent pressentir qu'un complément de travail sur le terrain pourrait rendre possible la quantification aussi bien du risque que du taux de perte de sol sur les terres de parcours sous différentes conditions d'environnement et de gestion.

Abel (1990) est parti de l'analyse qu'avait menée Biot de l'érosion dans le Botswana oriental, et a tenté de mieux définir ce qui pourrait être un taux de dégradation "économiquement acceptable". Il compare le coût économique — pour les propriétaires de troupeaux du Botswana — du maintien des niveaux actuels de perte de sol au coût d'une réduction de ces niveaux. Pour cette comparaison, il se sert d'un modèle qui prévoit les effets tant immédiats qu'à long terme de deux densités de cheptel différentes — l'effectif actuel relevé dans les aires communales du Botswana oriental et un effectif inférieur, recommandé par le gouvernement pour ces régions.

Un élément fondamental de cette comparaison est la productivité des troupeaux en fonction de ces deux densités. Emboitant le pas à des études antérieures par De Ridder et Wagenaar (1984 et 1986), Abel montre que les densités plus fortes qui prédominent actuellement ont un meilleur rendement, aussi bien

économiquement qu'au plan énergétique, par unité de superficie. Il en conclut que des effectifs réduits entraîneraient une diminution significative de la productivité consolidée du cheptel communal, et ce pour un coût collectif considérable subi par les propriétaires de troupeaux.

Mais des effectifs importants sont-ils soutenables et quel peut être leur coût en termes de dégradation permanente des parcours? Abel démontre que les densités, actuelles et recommandées, ont engendré des taux de perte de sol quasiment identiques de 1978 à 1988, étant donné la tendance de la pluviosité pendant cette période. Tout simplement, le coût immédiat d'un stockage pèserait lourd sur les producteurs, alors que les gains de long terme en matière de diminution de la dégradation des parcours seraient plutôt minces. Au Botswana oriental, le déstockage ne vaut pas la peine.

Les modèles d'Abel et de Biot estiment l'érosion des pentes dans le cadre d'un paysage topographique complexe composé de pentes, de dépressions et de digues. En un tel contexte, les sols perdus dans les zones érodées peuvent se retrouver déposés en un autre point du même paysage, ce qui veut dire qu'on aurait affaire à un phénomène de relocalisation plutôt que de déclin absolu des ressources pédologiques, de la croissance des plantes et de l'activité de pâture. En conséquence, la perte nette de sol dans le paysage de *hardveld* du Botswana oriental ne représente qu'une fraction — peut-être même seulement 20% à 25% — de l'érosion des pentes telles qu'elle a été estimée par Biot (Abel et Stocking, 1987, Biot 1990).

Les techniques présentées par Stafford-Smith et Pickup (1990) permettent d'analyser ces processus de relocalisation des sols et de la productivité. Ces auteurs tirent leurs données de zones d'élevage extensif de l'Australie aride, dont les fluctuations climatiques sont similaires à celles de l'Afrique aride et où les ranchs occupent des territoires suffisamment importants pour reproduire certains des modes d'utilisation des terres caractéristiques des terres de parcours ouvertes d'Afrique.

Commencant par une observation toute simple — à savoir que le sol n'est pas seulement soumis à l'érosion, mais aussi au déplacement et au dépôt — ils expliquent que la perte de sol en un endroit peut signifier une accumulation de sol ailleurs, et que les évaluations de dégradation qui ne tiennent pas compte de l'interdépendance entre différents points du paysage risquent de bien peu nous éclairer.

Si la pression de pâture augmente, par exemple autour d'un point d'eau, le retrait de la couverture végétale peut modifier aussi bien les taux que les tendances du déplacement des sols dans le voisinage de ce point d'eau. La façon

dont ces changements localisés affectent l'ensemble du paysage dépend non seulement de la portée de la pression de pâture mais aussi de variables spatiales telles que l'emplacement du point d'eau par rapport aux systèmes préexistants de drainage et d'érosion. Des modèles spatiaux complexes risquent donc d'affaiblir les tentatives de détecter les modifications de l'environnement.

Les techniques proposées par Stafford-Smith et Pickup pour l'intégration des variables spatiales à l'évaluation des terres de parcours paraissent essentielles à la compréhension du changement écologique et des réactions des pasteurs africains face à ce changement, vu la mobilité des populations humaines et animales en Afrique, et vu la capacité de ces populations mobiles d'exploiter l'hétérogénéité spatiale.

### **Une classification des types de terres de parcours: implications pour la gestion**

Distinguer les systèmes de pâture selon qu'ils sont équilibrés ou non implique que l'on repense la classification des terres de parcours. En pratique, les gestionnaires des parcours ont besoin de pouvoir faire la distinction entre les types de terres de parcours où les modèles déséquilibrés conviennent et ceux où les interprétations successionales traditionnelles demeurent pertinentes, tout comme le demeurent des concepts tels que la capacité de charge.

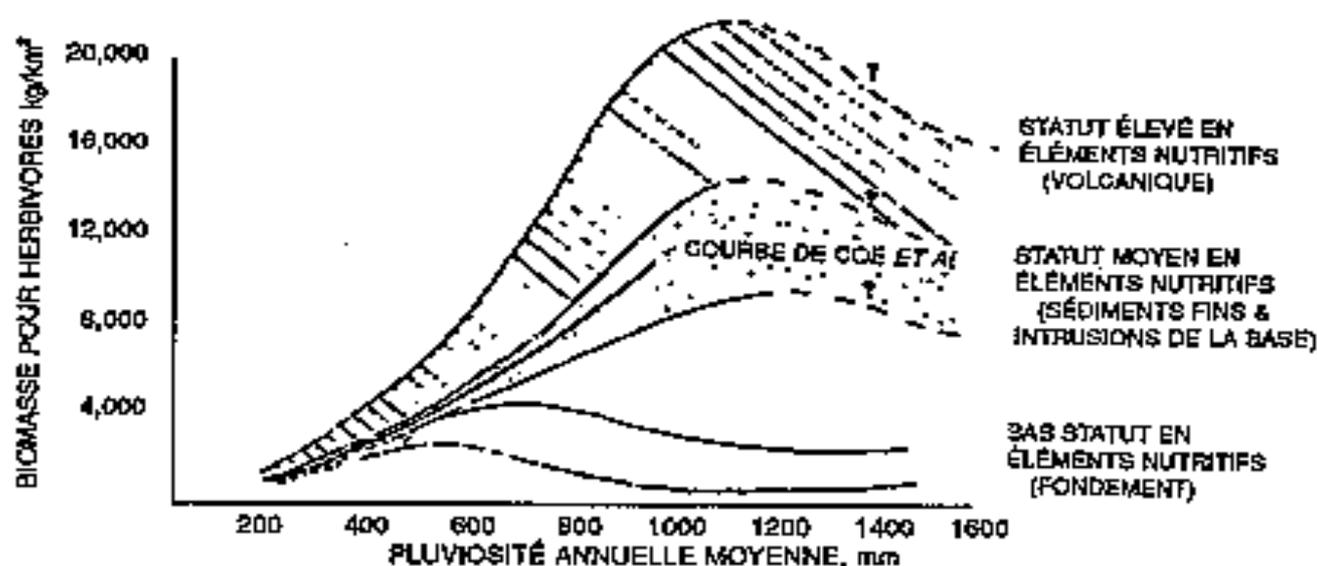
Un grand nombre de classifications différentes ont été utilisées pour faire la distinction entre différents types de savanes africaines. Les premiers écologistes spécialistes des pâturages différenciaient les savanes selon la composition de leurs espèces, et toute une gamme de classifications est issue de cette approche (Acocks 1953, Rattray 1957, Pratt et Gwynne 1977). D'autres ont observé les savanes en fonction des variations topographiques du paysage (Milne 1947, Morison *et al.* 1948). Ce n'est que plus récemment que des classifications plus analytiques, reposant sur la compréhension du fonctionnement même de la savane, sont apparues (Frost *et al.* 1986), élaborées à partir d'études empiriques sur les relations entre variables indépendantes - pluviosité et type de sol et une variable dépendante — la population animale.

Il existe une corrélation positive entre le niveau de production primaire potentielle et la densité animale d'une savane, d'une part, et la pluviosité annuelle moyenne, d'autre part (Coe *et al.* 1976, Le Houérou et Hoste 1977, Rutherford 1978, Deshmukh 1984). Bell, cependant, a formulé l'idée que la relation simple entre forte densité animale et pluviosité élevée se trouve compliquée par une troisième variable de type pédologique, influencée par la géologie de base de l'endroit. Il a proposé un ensemble ou "famille" de courbes

pluviosité en fonction de différents types de géologie de base (Figure 4) et a pu fournir des preuves empiriques du phénomène suivant: à des niveaux comparables de pluviosité, les savanes aux sols riches en éléments nutritifs soutiennent des densités plus élevées que ne le font les savanes à sols pauvres, avec des genres d'animaux différents.

Les sols perméables et pauvres en éléments nutritifs soutiennent une végétation caractérisée par des terres boisées avec un sous-bois constitué d'herbes hautes de faible valeur nutritive pour les animaux en pâture. Avec des densités relativement faibles, de grands herbivores, comme les éléphants, sont capables de survivre en un tel environnement en consommant de vastes quantités d'une végétation de maigre qualité. En de telles conditions, la couverture boisée demeure stable et les aires herbeuses ne sont pas un trait dominant. Par contraste, les savanes aux sols de grande qualité soutiennent une densité et une diversité plus élevées d'espèces animales grâce à une meilleure qualité des ressources alimentaires. En de telles zones, il se peut que les herbivores éliminent les couvertures boisées et encouragent les pâturages. Les fortes densités d'herbivores en ces régions sont à l'origine d'une plus faible présence de matières herbacées sur pied, par rapport aux zones de savane à sols pauvres.

**Figure 4: Relations entre masse d'herbivores, pluviosité annuelle moyenne et géomorphologie**

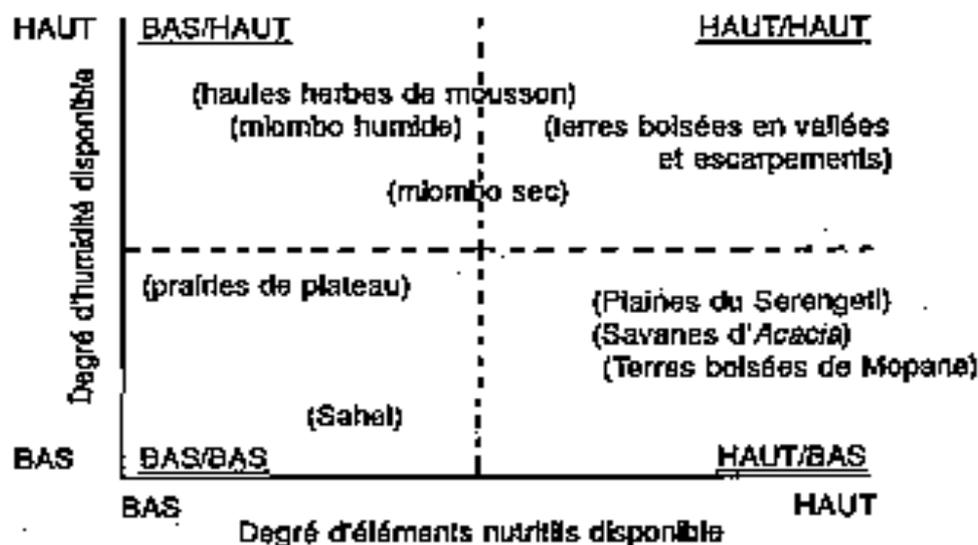


Source: Bell 1982 et 1984.

Il y a, implicite en cette analyse, une classification fonctionnelle des types de savane, reposant sur des permutations variées de deux facteurs pédologiques: l'humidité et les éléments nutritifs disponibles, associés aux combinaisons caractéristiques de végétation des savanes et de populations d'herbivores sauvages. Cette classification fait l'objet de la Figure 5. La disponibilité des éléments nutritifs du sol, soit l'axe horizontal de la Figure 5, subit l'influence de la géologie de base, ainsi que du transport des éléments nutritifs par les intempéries et les mouvements hydrologiques. La disponibilité globale pour humidité les plantes, soit l'axe vertical de la Figure 5, est déterminée par les niveaux totaux et la répartition globale de la pluviosité, par les propriétés physiques du sol (en particulier les rythmes d'infiltration) et par la topographie.

Quoique élaborée au départ afin d'expliquer la répartition et la densité des populations d'herbivores sauvages, cette classification a des implications potentielles pour la compréhension de la gestion des herbivores domestiqués. Ainsi par exemple, les propriétaires de bétail en Afrique australe ont admis depuis longtemps

**Figure 5: Distribution hypothétique des types de savanes par rapport aux principaux déterminants des savanes**



Source: extrait de Frost et al. 1986 (d'après Bell 1984).

la distinction entre veld "doux" et "acide", analogue moins rigoureux, de la dichotomie écologique entre savanes arido-entrophiques et humido-dystrophiques (Huntley 1982). Il existe au Sahel une distinction similaire entre les terres de parcours à ressources en eau limitées des marges sahéliennes septentrionales et les pâturages à ressources en aliments nutritifs limitées des zones plus humides du sud (Penning de Vries et Djiteye 1983, Breman et De Wit 1982). En ces deux cas, la gestion du bétail, en particulier les modes de transhumance sur longue distance tout comme les mouvements localisés du bétail, est conçue de manière à exploiter ces contrastes entre types de savanes.

La section suivante traite des implications de cette classification des savanes pour la gestion des zones pastorales d'Afrique. Nous nous interrogeons sur la signification de ce système de classification pour la probabilité d'existence d'une dynamique d'équilibre ou de déséquilibre, sur ses implications pour la gestion des ressources alimentaires, et sur les modes de dégradation auxquels on peut s'attendre pour différents types de terres de parcours.

### *Gestion des systèmes de terres de parcours équilibrés et déséquilibrés*

Lorsque la pluviosité se fait moindre et plus erratique (axe vertical de la Figure 5), et la productivité primaire plus variable, les données recueillies indiquent la probabilité croissante d'une dynamique de déséquilibre (Ellis et Swift 1990). En zone de savanes relativement humides, il est probable que les modèles d'équilibre et le concept de "capacité de charge" soient plus applicables (Coppock 1990). En certains endroits où alternent les périodes sèches et humides (Scoones 1990b), il se peut que, dans la durée, l'état des choses oscille entre équilibre et déséquilibre. Et dans le cadre de chacun de ces états, la forme adéquate de gestion de parcours variera. Par exemple, en des conditions d'équilibre, les interventions de gestion portant sur la régulation du nombre de têtes de bétail peuvent s'avérer appropriées, tandis qu'en des conditions de déséquilibre, une gestion se préoccupant plus des déplacements et des réactions opportunistes sera plus pertinente.

Pareillement, on doit s'attendre à ce que la dynamique des terres de parcours soit influencée par le type de sol (axe horizontal de la Figure 5) et de végétation de parcours connexe. Sur les sols argileux plus lourds où la disponibilité en éléments nutritifs est supérieure, les niveaux de production primaire sont instables, à cause, pour une bonne part, des propriétés d'infiltration du type de sol (Dye et Spear 1982). Cette instabilité de la production de fourrage est liée à d'amples fluctuations des chiffres de population animale dans la durée (Scoones 1990). Par contraste, on peut s'attendre à ce que des sols sableux plus légers présentent une tendance opposée avec moins de variation d'année en

année de production fourragère, mais une capacité de charge moins importante déterminée de faible qualité nutritive de la végétation. Le niveau de variabilité de la production de ressources alimentaires et de la population animale a des implications très claires pour la gestion des parcours. En cas de faible disponibilité en éléments nutritifs, souvent dans les types de savanes plus humides, on peut s'attendre à rencontrer un système de production faible mais relativement stable. Avec une forte disponibilité des éléments nutritifs en des zones plus arides, la fluctuation des chiffres est un résultat plus probable (Bell, 1984).

### *Gestion des ressources alimentaires du bétail*

Les ressources fourragères, qu'il s'agisse de l'appétibilité du fourrage ou de sa biomasse (ou quantité), présentent des variations considérables sur les deux axes de disponibilité (humidité et éléments nutritifs) pour les plantes). La appétibilité la végétation augmente avec l'accroissement de la présence des éléments nutritifs dans le sol et la diminution de l'humidité pédologique. C'est là un phénomène parfois lié à une situation de domination croissante des herbes annuelles. La biomasse du fourrage disponible présente une tendance opposée, avec une biomasse supérieure dans les types plus humides de terres de parcours où dominent les herbes vivaces.

En fonction des propriétés d'infiltration de la couche supérieure du sol, on peut rencontrer différentes combinaisons d'arbres et d'herbes. Là où les sols sont lourds (souvent dans les zones plus sèches et riches en éléments nutritifs), les couches supérieures du sol retiennent une importante proportion de l'eau qui leur parvient, favorisant ainsi la croissance d'une couche herbacée vigoureuse ayant le potentiel de concurrencer avec succès les arbres en train de se générer. Avec des sols plus légers, la majeure partie de l'eau gagne le sous-sol et la végétation y sera dominée par les arbres (Walter 1971, Walker *et al.* 1985, Coppock 1990).

L'importance de la couche arborée comme ressource fourragère varie considérablement selon les types de savane. Dans les pâturages pauvres en éléments nutritifs, les ressources en feuilles à brouter peuvent jouer un rôle particulièrement important par l'alimentation de grande qualité qu'elles fournissent à certains moments de l'année. Mais leur appétibilité peut subir l'effet négatif de la présence de substances chimiques secondaires (Cooper et Owen-Smith 1985). Par contraste, dans les zones plus arides et riches en éléments nutritifs, la production de biomasse de la couche herbeuse est très variable, et la quantité d'aliments disponibles peut représenter une contrainte de

poids. Quand la biomasse herbeuse s'avère insuffisante, le broutage de feuilles d'arbres peut alors apporter un supplément alimentaire vital.

La gestion des ressources alimentaires et les interventions possibles en ce domaine varieront donc selon les caractéristiques qualitatives et quantitatives du fourrage dans les différents types de terres de parcours. Par exemple, dans les types de savanes pauvres en éléments nutritifs, il peut être approprié d'investir dans l'implantation, à titre de supplément alimentaire, d'espèces d'herbes ou d'arbres de grande qualité, tandis que dans les zones plus sèches, où la contrainte se trouve plus du côté de la biomasse du fourrage saisonnier que du côté de sa qualité, il faut que les interventions de gestion portent sur la compensation des manques saisonniers en biomasse de fourrage.

La nature des ressources fourragères affecte les modes de gestion des animaux au sein des différents types de parcours, et d'un type de parcours à l'autre. Différents éléments du paysage peuvent avoir un rôle crucial pour la compensation de contraintes spécifiques. Ainsi, des "ressources-clés" peuvent être sources de biomasse de fourrage ou d'aliments de qualité à des moments particuliers de l'année (Scoones 1990a). Les déplacements du bétail sont souvent liés à l'utilisation de ces ressources-clés au sein du paysage des savanes. Par exemple, dans les types de parcours arides avec production primaire à fortes variations, un déplacement vers des aires particulières de forte production, comme les berges de fleuves, de ruisseaux ou de canaux de drainage, peut s'avérer crucial pour le soutien de populations bétailières.

Le déplacement du bétail entre différents types de parcours représente un mode de gestion du fourrage pastoral typique du Sabel. On y fait passer les bêtes de types de parcours à grande biomasse de faible qualité, qu'elles occupent en saison sèche, à des types de parcours à faible biomasse de grande qualité, pour les saisons humides (Breman et De Wit 1982). L'identification de ressources-clés en relation avec les contraintes cruciales imposées par un type particulier de parcours à la production de bétail est une étape vitale de la compréhension, et peut-être même de l'amélioration, des stratégies existantes de la gestion des terres de parcours. L'analyse des contraintes selon les interactions esquissées à la Figure 5 devrait contribuer à l'identification des ressources-clés de tout type de parcours et à la planification des mouvements pastoraux entre types de parcours.

## *Formes de dégradation en différents types de parcours*

Il est probable que les formes de dégradation varieront sur les deux axes de la Figure 5. Avec l'augmentation de la pluviosité, on peut s'attendre à des niveaux d'érosion plus élevés (Biot 1990). De la même manière, à mesure que les propriétés physiques et chimiques du sol changent elles aussi, l'impact du bétail sera variable.

On s'est aperçu que la pression de pâture sur des sols à contexture lourde a un effet significatif sur l'infiltration, agissant par chapage du sol, compactage de la structure pédologique, élimination de la litière et diminution de la densité des touffes d'herbes vivaces (par ex. Kelly et Walker 1976, O'Connor 1985). En cas de forte pression de pâture, un ruissellement accru et une infiltration diminuée peuvent entraîner le système vers des statuts végétaux différents, allant des pâturages ouverts aux terrains boisés empiétés (Walker *et al.* 1981, Grouzis 1990).

Dans les conditions d'infiltration plus forte rencontrées dans les terres de parcours à sols sableux, la couche herbeuse tend à n'être pas suffisante pour dominer la composante ligneuse, si bien qu'un état botanique ligneux-herbeux se montre relativement stable. Les savanes à sol sableux ont tendance à s'avérer plus résistantes quant à l'impact d'une tension de pâture persistante (Barnes 1965 au sujet du Zimbabwe).

Les transitions vers différents statuts botaniques semblent plus probables dans les savanes à sols lourds (ce sont souvent des terres de parcours riches en éléments nutritifs et aux ressources en eau limitées). En de tels endroits, il est nécessaire de pratiquer un régime de gestion sensible et réactif (par ex., la réduction rapide de la pression des herbivores quand la sécheresse se déclenche) afin de contrebalancer les transitions botaniques indésirables (par ex. vers des terrains boisés empiétés, des terres herbeuses pauvres, etc...). Par contraste, les savanes à sol sableux (ce sont souvent des types de parcours pauvres en éléments nutritifs, et plus humides) semblent plus résistantes face à l'impact des herbivores.

Les processus de dégradation peuvent impliquer des transferts d'eau et d'éléments nutritifs du sol entre types de terres de parcours (Stafford-Smith et Pickup 1990). Une répartition typique veut que des zones sources se trouvent dans des sites de hautes terres dont le sol manque souvent d'eau et d'éléments nutritifs. Quant aux zones d'affaissement, on les trouve dans les régions de plaines séparées par des zones de transition. L'érosion pédologique en paysages complexes aboutit à une concentration de sol en certains endroits, amenant des niveaux plus élevés d'eau et d'éléments nutritifs du sol dans ces types de

parcours. Au fur et à mesure que se poursuivent les transferts de sol, il se peut que des zones limitées à faible disponibilité d'eau et d'éléments nutritifs du sol se forment dans le paysage. On les retrouve habituellement associées à des régions de hautes terres ou sites à niveau d'utilisation élevé (autour des établissements humains, des forages, des sentiers, etc...). Il faut envisager une interprétation dynamique de la classification de la Figure 5, avec des changements se produisant en différents types de parcours du paysage, par des processus de perte et d'accumulation de sol. Il faut donc que l'analyse de la dégradation des terres de parcours tienne compte de la répartition dans l'espace et de la position topographique des différents types de terres de parcours, et observe en détail leur interaction.

Le système de classification esquissé dans cette section représente une tentative de placer le débat sur la dynamique d'équilibre, ainsi que sur l'évaluation de la capacité de charge et de la dégradation des terres de parcours, dans un cadre global indicatif des propriétés prévues pour les différents types de terres de parcours. L'approfondissement de cette classification conceptuelle afin d'en tirer des principes susceptibles d'assister la gestion pratique continue de poser un important défi.

### **Une gestion opportuniste**

Les agences internationales de développement et les gouvernements africains ont consacré d'immenses efforts à la suppression des techniques pastorales de gestion des terres et du bétail. Les programmes en ce sens ont été entrepris à partir d'une hypothèse de base voulant que le pastoralisme soit intrinsèquement improductif et écologiquement destructeur et qu'il doive être soumis à une réforme radicale. Les recherches empiriques actuelles ne confirment aucune de ces hypothèses.

En ce qui concerne la productivité des troupeaux, des études comparatives du rendement de troupeaux en ranch et de troupeaux pastoraux en Afrique occidentale (Breman et De Wit 1983), australe (De Ridder et Wagenaar 1986, Abel 1990) et orientale (Cossins 1985, Western 1982) démontrent que le pastoralisme permet d'égaliser ou de dépasser la productivité (par unité de superficie de terre) des ranchs commerciaux situés dans des environnements écologiques comparables. Toute tentative d'améliorer la productivité du pastoralisme africain ne peut, au mieux, que tendre à un accroissement marginal de niveaux de production déjà élevés.

Les ouvrages passés en revue dans ces pages parviennent pour beaucoup à la même conclusion en ce qui concerne les méthodes pastorales de gestion des

parcours. Nous y avons relevé une convergence entre techniques pastorales d'exploitation des parcours et les progrès récents de l'écologie scientifique des parcours. Cette convergence ne représente pas une approbation aveugle de l'impact écologique positif du pastoralisme africain. Il est cependant clair, désormais, que les pratiques pastorales d'utilisation des terres représentent une réaction efficace aux exigences d'un environnement naturel difficile et que le développement de la production animale en Afrique aride nécessite l'affinement et l'ajustement de ces pratiques aux changements de circonstances et non leur élimination pure et simple.

Ne se trouvant pas confinés sur des ranchs démarcations arbitraires et ne disposant que d'un accès limité aux fournitures industrielles, les pasteurs africains n'ont guère eu la capacité ni le motif impérieux de contrôler les fluctuations localisées de la productivité des terres de parcours. Ils se sont, en lieu et place, adaptés à l'instabilité. On peut qualifier de "gestion opportuniste" (Sandford 1983, Westoby *et al.* 1989) cette tentative d'exploiter des conditions faites d'instabilité écologique et d'évènements contingents. Une charge animale forte mais fluctuante et des formes migratoires d'exploitation du fourrage sont des traits récurrents de l'opportunisme pastoral. Toute tentative systématique de développer les pratiques pastorales d'élevage et de les intégrer en programmes formels de développement se doit d'examiner l'utilité et les limites de ces techniques de gestion.

Les questions spécifiques de gestion et de politique propres à des contextes locaux particuliers ont fait l'objet de plusieurs suggestions dans les contributions présentées à la Réunion technique. L'exposé de la classification des terres de parcours proposé dans notre rapport a précisé les formes d'environnements naturels appropriées aux approches conventionnelles ou opportunistes de la gestion. Une évaluation révisée des mérites de l'opportunisme affectera cependant presque tous les aspects des politiques de développement pastoral en Afrique aride. Dans cette section de conclusion, nous envisageons brièvement certaines des implications les plus vastes de la gestion opportuniste des terres de parcours quant à la formulation complète de ces politiques.

Sandford s'est livré à une analyse des avantages relatifs des deux types de stratégie en ce qui concerne les effectifs du cheptel — conservatrice ou opportuniste — et nous donne ainsi un utile point de départ. En bref, il distingue une stratégie conservatrice, dans laquelle "un nombre constant de bêtes pâture une certaine aire bon an mal an", d'une stratégie opportuniste "dans laquelle le nombre des bêtes en pâture est perpétuellement ajusté en fonction de la disponibilité courante du fourrage" (1983: 38).

L'intention des stratégies conservatrices étant de maintenir constant l'effectif du cheptel, la charge animale est déterminée par le nombre de têtes de bétail pouvant être maintenues sur place durant les périodes de faible disponibilité de fourrage. Le conservatisme est affaire de degrés, mais un effectif conservateur entraîne toujours un coût d'opportunité — le fourrage qui ne peut être consommé et la production animale à laquelle on renonce ainsi en année favorable parce que le nombre des têtes de bétail est insuffisant pour consommer toute la nourriture disponible. Comme l'a montré Sandford, ce coût augmente avec la variabilité de la pluviosité et dans la mesure où les gestionnaires préfèrent une charge animale moins risquée et plus conservatrice.

Les stratégies opportunistes ou variables réduisent le problème du fourrage non consommé, et donc en surplus, en année favorable, mais présentent des difficultés potentielles de surplus de bétail en mauvaise année. Les programmes de développement du bétail basés sur l'opportunisme ne tenteraient pas de supprimer ces fluctuations des chiffres du bétail mais essaieraient plutôt de les exploiter en élaborant des mécanismes permettant de retirer rapidement et profitablement du bétail lorsqu'il ne pleut pas, chose que Sandford a qualifié d'opportunisme *efficace*. Dans ce cadre d'action, la politique de développement du bétail ne serait pas jugée à l'aune de sa réussite à prévenir les effondrements périodiques du nombre de têtes, qui sont inévitables, mais à celle de l'adéquation de sa réaction à ces effondrements. A la lumière de ce nouvel objectif, trois aspects des politiques de développement pastoral ont besoin d'être revus.

*La commercialisation du bétail* Les ventes de bétail représentent une manière évidente de procéder à un déstockage rapide, et la commercialisation du bétail aurait un rôle important dans une politique opportuniste de gestion des terres de parcours, comme elle l'a fait dans les programmes conventionnels de développement de l'élevage. On réduirait cependant l'importance de futiles tentatives de maintien de niveaux constants de ventes de bétail effectuées afin de prévenir la croissance des troupeaux, et l'attention se porterait plutôt sur la conception de systèmes de commercialisation capables d'accommoder des variations massives et imprévisibles de débit. Un examen détaillé du mode de fonctionnement possible de ce genre de système de commercialisation dépasse de beaucoup les limites du débat actuel. Il est pourtant certain que l'organisation, les exigences d'infrastructure, les critères de performance et le financement de tels systèmes s'écarteraient énormément des tentatives passées d'amélioration de la commercialisation du bétail.

*Déplacement des troupeaux et tenure foncière* Les déplacements du bétail représentent un autre moyen de compenser les déséquilibres locaux des effectifs du bétail et de la disponibilité fourragère. Une gestion opportuniste viserait à maintenir la mobilité comme stratégie de production et à adapter ce trait caractéristique du nomadisme pastoral aux conditions changeantes de son environnement, qu'elles soient économiques ou institutionnelles. Il faudrait qu'une nouvelle approche des tenures foncières pastorales soit une composante cruciale de cet effort.

Les tentatives antérieures de réformer les droits de tenure pastorale se sont concentrées sur la délimitation des zones bornées et la restriction du bétail à ces zones. Puisqu'on supposait que les pasteurs finiraient par s'installer sur une forme d'exploitation de type ranch, on a consacré bien peu d'efforts officiels à la préservation des droits de tenure pastorale sur des ressources territoriales clés utilisées de manière intermittente et non pas occupées de manière continue. Dans la mesure où elles reposent sur l'usage de la force, les techniques coutumières pastorales de maintien de ces droits ne sont pas compatibles avec l'existence d'une administration civile. D'où une détérioration très répandue des droits pastoraux sur des catégories éparpillées mais très productives de terres de parcours dans toute l'Afrique aride.

Pour toute tentative officielle de soutien de l'opportunisme par le maintien de la mobilité du bétail, il faudrait que soient élaborées des formes juridiques susceptibles de garantir la sécurité des tenures tout en retenant la flexibilité des modes d'utilisation. Ce ne sera pas tâche facile. On ne dispose guère, dans les régions pastorales des pays industrialisés, de modèles pour ce genre de systèmes de tenure. Ces pays, quant à eux, ont un passé plutôt trouble en matière de promulgation de législations de tenure pastorale appropriées.

*L'administration pastorale* Il y a enfin la question de savoir qui dirige un système de gestion opportuniste. La gestion conventionnelle des parcours en Afrique aride s'est montrée fortement interventionniste et a engendré une ample bureaucratie mais bien peu d'actions efficaces. La conception de déséquilibre de l'écologie des parcours propose un modèle alternatif de gestion s'appuyant sur des interventions limitées mais concentrées, coïncidant avec des événements-clés qui surviennent en alternance avec de longues périodes d'interférence administrative minimale. Cela implique une diminution, et non une augmentation, des règlements centralisés et un transfert de l'attention, qui ne sera plus accordée à la mise en vigueur mais sur le suivi des développements cruciaux et sur la satisfaction des besoins locaux (Swift 1990).

Par définition, il ne saurait y avoir de schéma pour l'opportunisme. Toute tentative de développer systématiquement l'opportunisme nécessiterait des programmes de développement spécifiquement adaptés à des contextes particuliers. Les communautés pastorales disposent d'une qualification unique pour entreprendre ces ajustements locaux avec leurs mises au point connexes; la reconnaissance scientifique de la compétence de gestionnaires de terres de ces communautés représente un premier pas en ce sens.

## Bibliographie

Abel, N.O.J. (1990), *Destocking communal pastures in Southern Africa: is it worth it?*, contribution à la Réunion technique sur le développement des savanes et la production de pâturage, Woburn, G.-B., novembre 1990. Secrétariat du Commonwealth.

Abel, N.O.J. et Blaikie, P. (1989) "Land degradation, stocking rates and conservation policies for the communal rangelands of Botswana and Zimbabwe", *Land degradation and rehabilitation*, 1. Publié aussi in *Pastoral development network 29a* (1990), Londres, Overseas Development Institute.

Abel, N.O.J. et Stoking, M.A. (1987) "A rapid method for assessing rates of soil erosion from rangeland: an example from Botswana", *Journal of range management*, 40(5): 460-466.

Acocks, J.P. (1953) "Veld types of South Africa", *Botanical survey of South Africa*, Mém. 28

Ahlchrona, E. (1988) *The impact of climate and man on land transformation in central Sudan: applications of remote sensing*, Meddelanden från Lunds Universitets Geografiska institutioner, Avhandlingar 103.

Barnes, D.L. (1965) "A stocking rate trial in the Rhodesian high altitude sand veld", *Rhodesian journal of agricultural research*, 3:101-107.

Bartels, G.B., Perrier, G.K. et Norton, B.E. (1990) "The applicability of the carrying capacity concept to Africa: comment on a paper by de Leeuw and Tothill, PDN 29b", *Pastoral Development Network*, 29d, Londres: Overseas Development Institute.

Behnke, R. (1985) "Measuring the benefits of subsistence versus commercial livestock production in Africa", *Agric. Systems*, 16(2):109-135

Bell, R.H.V. (1982) "The effect of soil nutrient availability on community structure in African ecosystems", in Huntley, B.J. et Walker, B.H. (sous la dir. de), *Ecology of tropical savannas*, Berlin: Springer Verlag.

Bell, R.H.V. (1984) "Notes on elephant-woodlands interactions", in D.H.M. Cumming et P. Jackson (sous la dir. de) *The status and conservation of Africa's elephants and rhinos*, 98-103, Gland: IUCN.

- Bell, R.H.V. (1985) "Carrying capacity and offtake quotas", in R.H.V. Bell et E. McShane Caluzi (sous la dir. de), *Conservation and wildlife management in Africa*, Washington D.C.: U.S. Peace Corps
- Biot, Y. (1990) *How long can high stocking densities be sustained?*, contribution à la Réunion technique sur le développement des savanes et la production de pâturage, Woburn, G.-B., novembre 1990. Secrétariat du Commonwealth.
- Breman, H. et De Wit, C. (1983) "Rangeland productivity and exploitation in the Sahel", *Science*, 221:1341-1347.
- Caughley, G. (1970) "What is this thing called carrying capacity?", in Boyce, M.S. et Hayden-Wing, L.D. (sous la dir. de), *North-American elk: Ecology, behaviour and management*, University of Wyoming Press.
- Clements, F.E. (1916) *Plant succession: an analysis of the development of vegetation*, Carnegie Institute Washington Pub. 242:1-512.
- Coe, M.J., Cumming, D.M. et Phillipson, J. (1976) "Biomass and production of large African herbivores in relation to rainfall and primary production", *Oecologia*, 22:341-354.
- Cooper, S.M. et Owen-Smith, N. (1985) "Condensed tannins deter feeding by browsing ungulates in a South African savanna", *Oecologia*, 67:142-146.
- Coppock, D.L. (1990) *The Southern Ethiopian rangelands: Review of vegetation and pastoral dynamics and implications for theory and management*, contribution à la Réunion technique sur le développement des savanes et la production de pâturage, Woburn, G.-B., novembre 1990. Secrétariat du Commonwealth.
- Coppock, D.L., Ellis, J.E. et Swift, D.M. (1986) "Livestock feeding ecology and resource utilization in a nomadic pastoral ecosystem", *Journal of Applied Ecology*, 23(2):583-585.
- Cossins, N.J. (1985) "The productivity and potential for pastoral systems", *ILCA Bulletin*, 21:10-15, Addis Abéba: ILCA.
- Coughenour, M.B. et al. (1985) "Energy extraction and use in a nomadic pastoral ecosystem", *Science*, 230:619-625, American Assoc. for the Advancement of Science.

De Leeuw, P.N., Diarra, L. et Hiernaux, P. (1990) *Livestock populations, feed resources and carrying capacity of the Gourma region in Mali*, contribution à la Réunion technique sur le développement des savanes et la production de pâturage, Woburn, G.-B., novembre 1990. Secrétariat du Commonwealth.

De Leeuw, P.N. et Tothill, J.C. (1990) "The concept of rangeland carrying capacity in sub-saharan Africa — myth or reality?", *Pastoral Development Network*, 29b, Londres: Overseas Development Institute.

De Ridder, N. et Wagenaar, K.T. (1984) "A comparison between the productivity of traditional livestock systems and ranching in eastern Botswana", *ILCA Newsletter*, 3(3):5-7, Addis Abéba: ILCA.

De Ridder, N. et Wagenaar, K.T. (1986) "Energy and protein balances in traditional livestock systems and ranching in eastern Botswana", *Agricultural Systems*, 20:1-16.

De Ridder, N. et Breman, H. (1990) *A new approach to evaluate productivity of rangelands in Sahelian countries*, contribution à la Réunion technique sur le développement des savanes et la production de pâturage, Woburn, G.-B., novembre 1990. Secrétariat du Commonwealth.

Deshmukh, I.K. (1984) "A common relationship between precipitation and grassland peak biomass for East and southern Africa", *African Journal of Ecology*, 22: 181-186.

Drury, W.H. et Nisbet I.C.T. (1973) "Succession", *J. Arnold Arboretum*, 54: 331-368, Harvard University.

Dye, P.J. et Spear P.T. (1982) "The effects of bush clearing and rainfall on grass yield and composition in SW Zimbabwe", *Zimbabwe Journal of Agricultural Research*, 20: 103-118.

East, R. (1984) "Rainfall, soil nutrient status and biomass of large African mammals", *African Journal of Ecology*, 22: 245-270.

Ellis, J., Galvin, K., McCabe, J.T. et Swift, D.M. (1987) *Pastoralism and drought in Turkana District, Kenya*, a report to NORAD, Nairobi.

Ellis, J. et Swift, D. (1988) "Stability of african pastoral ecosystems: alternate paradigms and implications of development", *Journal of Range Management*, 41: 450-459.

- Ellis, J. et Swift, D. (1990) *Stability of african pastoral ecosystems: alternate paradigms and implications of development*, contribution à la Réunion technique sur le développement des savanes et la production de pâturage, Woburn, G.-B., novembre 1990. Secrétariat du Commonwealth.
- Frost, P., Menault, J., Walker, B., Medina, E., Solbrig, O. et Swift, M. (1986) "Responses of savannas to stress and disturbance: a proposal for a collaborative programme of research. Report of IUBS Working Groupe of Decade of the Tropics Programme/Tropical Savanna Ecosystems", *Biology International*, Bulletin d'information de l'IUBS.
- Grouzis, M. (1990) *Dynamics of sahelian ecological systems: the case of Oursi pond, Burkina Faso*, contribution à la Réunion technique sur le développement des savanes et la production de pâturage, Woburn, G.-B., novembre 1990. Secrétariat du Commonwealth.
- Holling, C.S. (1973) "Resilience and stability of ecological systems" *Annual Review of Ecology and Systematics*, 4: 1-23.
- Horn, H.S. (1981) "Succession", in May, R.M. *Theoretical ecology: Principles and applications*, Oxford: Blackwells.
- Huntley, B.J. (1982) "Southern African savannas", in Huntley, B.J. et Walker, B.H. (sous la dir. de) *Ecology of tropical savannas*, Berlin: Springer Verlag.
- Jones, R. et Sandland, R. (1974) "The relation between animal gain and stocking rate: derivation of the relation from the results of grazing trials", *Journal of Agricultural Science*, 83: 335-341.
- Kelly, R.D. et Walker, B.H. (1976) "The effects of different forms of land-use on the ecology of a semi-arid region in south-eastern Rhodesia", *Journal of Ecology*, 64: 553-576.
- Knoop, W.T. et Walker, B.H. (1985) "Interactions of woody and herbaceous vegetation in a southern African savanna", *Journal of Ecology*, 73: 235-253.
- Le Houréou, H. et Hoste, C.H. (1977) "Rangeland production and annual rainfall relations in the Mediterranean basin and the African Sahelo-Sudanian zones", *Journal of Range Management*, 30: 183-189.
- Milne, G. (1947) "A soil reconnaissance journey through parts of Tanganyika territory", *Journal of Ecology*, 35: 192-265.

Morrison, C., Hoyle, A. et Hope-Simpson, J. (1948) "Tropical soil vegetation catenas and mosaics: a study in south western part of Anglo-Egyptian Sudan", *Journal of Ecology*, 36: 1-48.

O'Connor, T.G. (1985) "A synthesis of field experiments concerning the grass layer in the savanna regions of Southern Africa", *South African National Scientific Programme Report*, 114.

O.D.I. (1977) United Nations Conference on Desertification, *Briefing Paper*, Londres: O.D.I.

Payne, W.J.A. (1965) "Specific problems of semi-arid environments", *Qualitas Plantarum et Materiae Vegetabiles*, XII, La Haye.

Payne, W.J.A. (1990) *Rangeland management: the significance of the concept of carrying capacity*, contribution à la Réunion technique sur le développement des savanes et la production de pâturage, Woburn, G.-B., novembre 1990. Secrétariat du Commonwealth.

Penning de Wries, F.W.T. et Djiteye, M.A. (1982) *La productivité des pâturages sahéliens: Une étude des sols, des végétations et de l'exploitation de cette ressource naturelle*, Wageningen: Center for Agricultural Publishing and Documentation.

Pratt, D.J., et Gwynne, M.D. (1977) *Rangeland ecology and management in East Africa*, Londres: Hodder and Stoughton.

Rattray, J. (1957) "The grasses and grass associations of southern Rhodesia", *Rhodesian Agriculture Journal*, 54: 197-234.

Rutherford, M.C. (1978) "Primary production ecology in Southern Africa", in Werger, M.J.A. (sous la dir. de), *Biogeography and ecology of Southern Africa*, La Haye: Junk.

Sandford, S. (1983) *Management of pastoral development in the Third World*, Chichester, Wiley.

Scoones, I. (1989) "Economic and ecological carrying capacity: implications for livestock development in Zimbabwe's communal areas", *Pastoral Development Network*, 27b, Londres: O.D.I.

Scoones, I. (1990a) *Livestock populations and the household economy: a case study from southern Zimbabwe*, thèse de doctorat, Université de Londres.

Scoones, I. (1990b) *Why are there so many animals? Cattle population dynamics in the communal areas of Zimbabwe*, contribution à la Réunion technique sur le développement des savanes et la production de pâturage, Woburn, G.-B., novembre 1990. Secrétariat du Commonwealth.

Stafford-Smith, M. et Pickup, G. (1990) "Pattern and production in arid lands", *Proceedings of the ecological society of Australia*, 16: 195-200.

Stoddart, L.A. et Smith, A.D. (1943) *Range management*, New York: McGraw Hill.

Stoddart, L.A. et Smith, A.D. (1955) *Range management*, New York: McGraw Hill.

Stoddart, L.A., Smith, A.D. et Box, T.W. (1975) *Range management*, New York: McGraw Hill.

Swift, J. (1990) *Savanna ecology and pastoral production: management issues for the future*, remarques de clôture de la Réunion technique sur le développement des savanes et la production de pâturage, Woburn, G.-B., novembre 1990. Secrétariat du Commonwealth.

Walker, B.H., Ludwig, D. , Holling, C.S. et Peterman, R. (1981) "Stability of semi-arid savanna grazing systems", *Journal of Ecology*, 69: 473-498.

Walter, H. (1971) *Ecology of tropical and subtropical vegetation*, Londres: Oliver and Boyd.

Warren, A. et Agnew, C. (1988) *An assessment of desertification and land degradation in arid and semi-arid areas* Drylands Programme research paper, Londres: IIED.

Weaver, J.E. et Clements, F.E. (1938) *Plant ecology*, New York: McGraw Hill.

Western, D. (1982) "The environment and ecology of pastoralism in arid savannas", *Development and change*, 13: 183-211.

Westoby, M., Walker, B. et Noy-Meir, I. (1989) "Opportunistic management for rangelands not at equilibrium", *Journal of Range Management*, 42: 266-274.

Wilson, A.D. et Tupper, G.J. (1982) "Concepts and factors applicable to the measurement of range condition", *Journal of Range Management*, 35(6): 684-689.