

THE GLOBAL ENVIRONMENT MONITORING SYSTEM

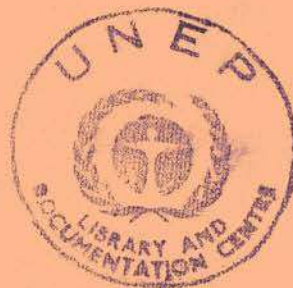
**GEMS
SERIE SAHEL
NUMERO 4**

**NAIROBI
1988**

**Inventaire et surveillance continue des écosystèmes
pastoraux sahéliens**

ANNEXE 4 :

ECHANTILLONNER LA VEGETATION SAHELIEENNE



**UNITED NATIONS ENVIRONMENT PROGRAMME
FOOD AND AGRICULTURAL ORGANISATION
GOUVERNEMENT DU SENEGAL**

SERIE SAHEL

1. Introduction au projet écosystèmes pastoraux sahéliens
2. Pluviosité au Ferlo (région sahélienne sénégalaise) depuis 1919
3. Utilisation d'un avion léger dans l'inventaire et la surveillance continue des écosystèmes pastoraux sahéliens
4. Echantillonner la végétation sahélienne
5. Télédétection de la production des pâturages
6. Inventaire des ressources en eau au Ferlo
7. Végétation ligneuse sahélienne

THE GLOBAL ENVIRONMENT MONITORING SYSTEM

GEMS
SERIE SAHEL
NUMERO 4

NAIROBI
1988

Inventaire et surveillance continue des écosystèmes
pastoraux sahéliens

ANNEXE 4 :

ECHANTILLONNER LA VEGETATION SAHELIEENNE

UNITED NATIONS ENVIRONMENT PROGRAMME
FOOD AND AGRICULTURAL ORGANISATION
GOUVERNEMENT DU SENEGAL

Centre d'Activité du Programme du Système Mondial de Surveillance
Continue de l'Environnement (GEMS-PAC)

Série GEMS SAHEL No 4

Titre :

Echantillonner la végétation sahélienne

Auteur: M. Sharman

Lecteurs visés : Organismes de développement
Gestionnaires des pâturages
Chercheurs des projets de surveillance et de
suivi continu de l'environnement
Projets de télédétection

Objectifs:

- (1) Définir les termes utiles pour l'inventaire et le suivi continu du milieu écologique
- (2) Discuter les problèmes de conception d'une stratégie pour l'échantillonnage de la végétation en mettant l'accent sur:
 - (a) les problèmes particuliers au Sahel qui vont probablement être rencontrés
 - (b) la collecte des données sur la biomasse de la strate herbacée pour l'étalonnage des images satellites.
- (3) Présenter et discuter les méthodes applicables à l'échantillonnage de la végétation au Sahel

- (4) Examiner l'emploi de la simulation par ordinateur pour tester les méthodes d'échantillonnage.

Il est remarquable qu'une science qui a commencé en considérant les jeux du hasard soit devenue l'objet le plus important de la connaissance humaine.... Les questions les plus importantes de la vie sont, pour la plupart, en vérité seulement des problèmes de probabilité.

Laplace: Théorie analytique des probabilités

Préface

D'après les données disponibles il semble probable que les effectifs actuels du bétail au Sahel aient rattrapé ceux de la décade antérieure à la sécheresse catastrophique des années 1968-72. Pendant la même période, l'état des parcours s'est à peine amélioré par rapport à son état dégradé juste après la sécheresse. Aussi, dans certaines régions d'Afrique, l'extension de l'agriculture signifie que les éleveurs n'ont plus accès à des pâturages précédemment utilisés. Si l'on veut assurer l'avenir des peuples pasteurs, l'état des parcours doit être maintenu et si possible amélioré. Malheureusement, la protection des pâturages pose des problèmes sociaux et écologiques complexes, parfois sans solutions apparentes. Les problèmes écologiques ne peuvent pas être résolus tant que les dynamiques de l'écosystème ne sont pas expliquées ; on peut seulement arriver à comprendre l'écosystème en le considérant comme un tout. A cette fin, le système mondial de surveillance continue de l'environnement des Nations-Unies (Global Environment Monitoring System, GEMS) a mis en place le Projet Pilote d'Inventaire et de Surveillance Continue des Ecosystèmes Pastoraux Sahéliens qui a été exécuté par la FAO. Ce projet faisait partie du réseau global des projets de surveillance continue de l'environnement du GEMS.

Les objectifs du projet de suivi écologique continu au Sahel

Il y avait deux objectifs principaux. Tout d'abord, le projet devait adapter les méthodes de suivi continu de l'environnement établies par le

GEMS à l'inventaire et la surveillance continue des écosystèmes pastoraux sahéliens. Ainsi la collecte des données allait être effectuée à trois niveaux (au sol, par avion léger, par télédétection), utilisant des méthodes appropriées pour encourager une approche systémique dans leur présentation et utilisation. Deuxièmement, le projet allait recueillir les données qui amélioreraient la connaissance des ressources renouvelables des zones arides du globe.

Le choix de la zone pilote

L'écologie et l'économie dans le nord du Sénégal sont typiquement sahéliennes et cette région est touchée par la plupart des problèmes écologiques auxquels d'autres régions du Sahel font face. La zone pilote choisie pour le projet, une surface plane de faible altitude de 30 000 km² à vocation pastorale (Figure 1), est limitée à l'ouest par le lac de Guiers, peu profond, au nord et à l'est par le fleuve Sénégal, au sud-ouest par la vallée fossile du Ferlo se terminant à Linguère et au sud par la route reliant Linguère à Matam (ville sur le fleuve Sénégal). Cette région correspond approximativement à celle traditionnellement appelée le Ferlo du nord. Dans la série GEMS Sahel la zone pilote est simplement appelée Ferlo.

Objectifs de ce document

Discuter les problèmes particuliers au Sahel pour concevoir une stratégie pour l'échantillonnage de la végétation en mettant l'accent sur la collecte des données de la biomasse de la strate herbacée pour l'étalonnage des images satellites.

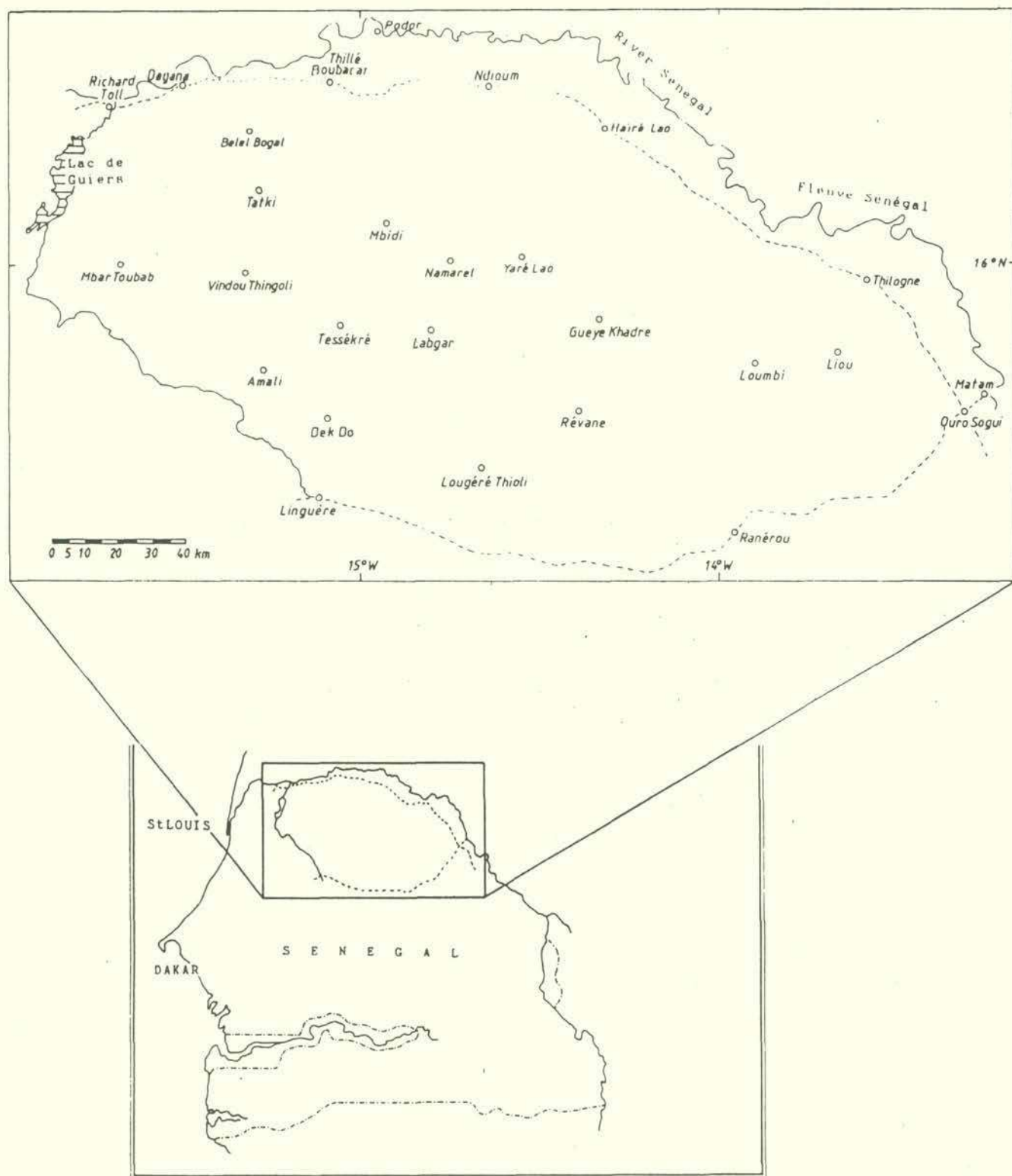


Figure 1: Localisation de la zone pilote du projet "écosystèmes pastoraux"

Echantillonner la végétation sahélienne

Partie I

1 Introduction

1.1 Le Programme des Nations Unies pour l'Environnement

1.1.1 La méthodologie du système mondial de surveillance continue de l'environnement

1.1.2 Fonction, objectifs, et structure de ce document

1.2 Inventaire écologique et surveillance écologique continue

1.3 Le besoin d'une surveillance écologique continue au Sahel

1.3.1 Les priorités d'un programme de surveillance continue de l'environnement

1.4 Le besoin d'une approche statistique

1.5 Terminologie

1.5.1 Termes statistiques

1.5.1.1 Station et emplacement de l'échantillon

1.5.1.2 Exactitude, biais et précision

1.5.2 Termes relatifs à la végétation

1.5.2.1 Individu

1.5.2.2 Densité

1.5.2.3 Mesures du recouvrement

1.5.2.3.1 Taux de recouvrement

1.5.2.3.2 Taux de recouvrement supérieur

1.5.2.3.3 Taux de recouvrement par les couronnes

1.5.2.3.4 Taux de recouvrement par les bases

1.5.2.4 Fréquence

1.5.2.4.1 Fréquence d'enracinement

1.5.2.4.2 Fréquence de poussée

1.5.2.4.3 Pourcentage de fréquence

1.5.2.5 Dominance

1.5.2.5.1 Dominance numérique

1.5.2.5.2 Dominance écologique

1.5.2.5.3 Pourcentage de dominance

1.5.2.6 Biomasse ou poids

1.5.2.7 Vigueur

1.5.3 Termes relatifs à la communauté

1.5.3.1 Composition floristique

1.5.3.2 Association

1.5.3.3 Communauté

1.5.3.4 Formation

1.5.3.5 Pâturage

1.5.3.6 Climax

1.5.3.7 Ecosystème

1.5.3.8 Sahel

1.5.4 Termes relatifs à la productivité de la zone

1.5.4.1 Condition

1.5.4.2 Valeur

1.5.4.3 Etat

1.5.4.4 Tendence

1.5.4.5 Capacité de pâturage ou capacité de charge

1.6 Contraintes de conception

1.6.1 Taille et accessibilité de la zone

1.6.2 Hétérogénéité de l'environnement

1.6.2.1 Echelles de l'hétérogénéité spatiale

1.6.2.2 Causes de l'hétérogénéité spatiale

1.6.2.3 Hétérogénéité temporelle: quand échantillonner ?

1.6.3 Main-d'oeuvre

1.6.4 Dépense

1.6.4.1 Un million d'hectares au 1:50000

1.6.4.2 Trois millions d'hectares au 1:500000

1.6.4.3 Soixante millions d'hectares au 1:500000

1.6.5 L'effet économique d'une étude plus détaillée

1.7 Préparation et continuation de la surveillance écologique

2 Echantillonner dans quel but ?

2.1 Inventaires

2.2 La surveillance continue

2.2.1 La surveillance continue des changements écologiques dans le temps

2.2.1.1 Echantillons répétés au même endroit

2.2.1.2 Choix des strates écologiques

2.2.1.3 Nombre d'échantillons

2.2.2 Comparaison des stations

2.2.2.1 Distribution des échantillons

2.2.2.2 Choix des strates écologiques

2.2.2.3 Besoin de critères stricts pour les associations écologiques

2.2.2.4 Nombre d'échantillons

2.3 Inférences concernant une superficie plus importante

2.3.1 Choix de strates écologiques

2.3.2 Besoin de critères stricts pour les associations écologiques

2.4 Etalonnage des images satellites

2.4.1 Problèmes d'échelle: la surface de l'échantillon et le pixel

2.4.2 Utilisation de deux capteurs ou plus

3 Stratification

3.1 Aides pour la stratification

3.1.1 Cartes

3.1.1.1 Sols

3.1.1.2 Types de végétation

3.1.1.3 Cartes géologiques

3.1.2 Images satellites

3.1.2.1 Images NOAA

3.1.2.2 Images Landsat

3.1.2.3 Images SPOT

3.1.3 Photographies aériennes

3.1.3.1. Photographies d'une couverture nationale

3.1.3.2. Photographies spécialement commissionnées

3.1.4 Travail de terrain

3.1.5 Jugement d'expert

3.1.5.1 Evaluer l'impact humain: le vol de reconnaissance à
basse altitude

3.1.5.2 JAC: Jugement assisté par ordinateur

3.1.5.3 SIG: Système d'information géographique

3.2 Critères pour la localisation des stations

3.2.1 Accessibilité

3.2.2 Représentativité

3.2.3 Retrouver la station

3.3 Hétérogénéité d'une sous-zone

3.4 Nombre de sous-zones

3.4.1 Regrouper les sous-zones

3.4.2 Omission de sous-zones

3.4.3 Division de l'effort d'échantillonnage entre les sous-zones

4 Marquer les emplacements de l'échantillon

4.1 Besoin de points de repère

4.2 Exigences des points de repère

4.2.1 Emplacement du repère par rapport à la végétation à mesurer

4.2.2 Retrouver le point de repère

5 Méthodes d'échantillonnage

5.1 Echantillonnage d'un point

5.1.1 Comptage par pas

5.1.1.1 Variations de la méthode du comptage par pas

5.1.1.2 Considérations statistiques

5.1.2 Le cadre avec des aiguilles (Levy et Madden 1933)

5.1.3 Le fil à plomb

5.1.4 L'entonnoir (moosehorn: Garrison 1949)

5.1.5 Le viseur (Morrison et Yarranton 1970)

5.2 La méthode du rayon variable (Bitterlich 1948)

5.3 La ligne d'interception

5.4 Le voisin le plus proche

5.5 Point quadrat (point centre quadrat, ou PCQ)

5.6 Parcelles

5.6.1 Quadrats

5.6.1.1 Estimations visuelles

5.6.1.2 Cartographie: Cartésienne, Analogue et Numérique

5.6.2 Bandes d'interception

5.7 Autres méthodes

6 La conception de la station

6.1 Besoins contradictoires des statistiques et économie

6.2 Méthodes employées par le projet

6.2.1 Critique du système d'échantillonnage du projet

6.3 Systèmes d'échantillonnage employés ailleurs

6.3.1 LAT-Ferlo: La méthode des "quatre arbres"

6.3.2 Critique du système d'échantillonnage LAT-Ferlo

6.3.3 La variation de Boudet

6.3.4 La méthode "étoile Botswana"

6.3.5 Critique du système d'échantillonnage de l'étoile Botswana

6.4 Proposition d'un système d'échantillonnage pour étalonner les images NOAA au Sahel

6.4.1 Utilisation du système pour la surveillance saisonnière des plantes herbacées

6.4.2 Utilisation du système pour l'inventaire des ligneux

7 Paramètres à échantillonner

7.1 Sols

7.1.1 Indices de la dégradation du sol

7.2 Plantes

7.2.1 Composition floristique

7.2.2 Fréquence des plantes

7.2.3 Nombre des plantes et densité

7.2.4 Taux de recouvrement et taux de recouvrement supérieur

7.2.5 Taux de recouvrement par les bases

7.2.6 Biomasse

7.2.6.1 Estimations visuelles

7.2.6.2 Corrélations

7.2.6.3 Couper et peser

7.2.6.4 Méthodes indirectes

7.2.6.4.1 Atténuation des particules Beta

(Teare et al. 1966)

7.2.6.4.2 Capacitance (compte rendu dans Neal et

Neal 1973)

7.2.6.4.3 Réflectance Spectrale

(Pearson et al. 1976)

7.2.7 Production de semences et établissement des jeunes plants

7.2.8 Composition floristique

7.2.9 Structure et formes des plantes

7.2.10 Hauteur des individus et du bouquet

7.2.11 Phénologie et verdure

7.2.12 Composition chimique, digestibilité et appétibilité

7.2.13 Vigeur et santé

7.2.14 Condition

7.2.15 Utilisation par le bétail ou les humains

7.3 Intention et paramètres

8 Qualité des données: fausses données, mauvaises décisions

Partie II

9 Introduction: simulations informatisées du PCQ et des méthodes qui utilisent les quadrats

9.1 Données utilisées

10 Le Point Centre Quadrat (PCQ)

10.1 Fréquence

10.1.1 Méthode

10.1.2 Résultats

10.1.3 Conclusion

10.2 Densité

10.2.1 Méthode

10.2.2 Résultats

10.2.2.1 Distribution au hasard des ligneux

10.2.2.2 Espèces ligneuses trouvées à Fété Ole

10.2.3 Discussion

10.2.4 Conclusion

11. Comparaison de l'échantillonnage d'une parcelle et d'un transect
pour estimer la densité

11.1 Introduction

11.2 Méthode

11.3 Résultats

11.3.1 Troncs distribués au hasard

11.3.2 Ligneux sahéliens

11.3.3 Discussion et conclusion

12 Résumé et discussion

12.1 Les résultats coûtent du temps et de l'argent

12.2 Le temps et l'argent dépensés pour la conception de
l'échantillon sont un investissement

12.3 Tester le système sur le terrain

12.4 Tester le système par simulation informatisée

12.5 Analyse

12.6 Rapports

Partie I

1 Introduction

1.1 Le Programme des Nations Unies pour l'Environnement

La conférence des Nations-Unies sur l'environnement humain (Stockholm 1972) soulignait que

"par ignorance ou indifférence nous pouvons endommager massivement et irréversiblement l'environnement terrestre dont notre vie et notre bien-être dépendent. Inversement, par un savoir plus vaste et une action plus sensée, nous pouvons atteindre pour nous-mêmes et notre prospérité une vie meilleure dans un environnement qui est plus en accord avec les espérances et besoins humains".

En d'autres mots, pour le meilleur ou pour le pire, l'homme a pris la responsabilité du bien-être de l'écosystème global. Suite à la conférence de Stockholm, le Programme des Nations Unies pour l'Environnement (PUNE) a été établi et à son tour il a mis en place le Système Mondial de Surveillance continue de l'Environnement (Global Environment Monitoring System, GEMS) pour effectuer le suivi continu des ressources naturelles mondiales.

1.1.1 La méthodologie du Système Mondial de Surveillance Continue de l'Environnement

Le GEMS a mis au point une méthodologie qui est examinée en détail dans "le manuel de la surveillance écologique continue" du GEMS, "Handbook of Ecological Monitoring" (Clarke 1986). Brièvement, les données écologiques sont recueillies:

-au sol, soit au niveau des stations de surveillance continue, soit par des équipes mobiles,

-à partir d'un avion léger par des observateurs et des capteurs automatiques.

-de l'espace à partir de capteurs placés à bord des satellites.

Les données de ces trois niveaux de surveillance continue se complètent et la plupart des programmes de surveillance continue de l'environnement utilisent ces trois niveaux. En particulier, les observations au sol, qui sont détaillées mais coûteuses sur le plan du coût par unité de superficie, sont souvent utilisées pour étalonner les images satellites qui sont relativement bon marché mais d'une faible valeur sans les données de terrain.

1.1.2 Fonction, objectifs et structure de ce document

Quoique le Manuel de surveillance continue écologique du GEMS consacre un grand chapitre sur les problèmes concernant la collecte des données au sol, ce document concerne particulièrement l'élaboration d'un système de collecte des données sur le terrain (et dans de nombreux cas particulièrement au Sahel)

pour décrire et faire le suivi écologique continu des communautés de plantes. Sa fonction est donc de compléter et augmenter les informations contenues dans le manuel.

Ses objectifs sont: fournir aux organismes de développement et aux directeurs de projets de surveillance continue de l'environnement une vue générale des problèmes à résoudre en mettant sur pied une stratégie pour collecter les données de terrain, donner aux directeurs de projets et aux chercheurs des projets de surveillance écologique continue une source d'idées sur laquelle construire un programme pratique, et donner des conseils aux projets de télédétection sur la conception préliminaire des stations d'échantillonnage au Sahel.

La première partie de ce rapport contient une discussion sur les stratégies générales pour échantillonner la végétation au Sahel. La deuxième partie examine les résultats des simulations informatisées des techniques employées pour collecter les données sur le terrain, y compris le point centre quadrat (PCQ), les parcelles circulaires et les transects.

1.2 Inventaire écologique, surveillance écologique continue

L'inventaire écologique est conçu pour collecter les données qui décrivent l'écologie d'une zone et ainsi fournir aux directeurs de projet une idée des options qui leur sont possibles. L'inventaire, une liste de base géographiquement détaillée sur le climat, les sols, les plantes, les animaux et la présence des hommes et de leurs activités, fournit des informations sur l'état du système.

Les pâturages sont des écosystèmes et ils sont donc, dans une certaine mesure, des organismes vivants complexes dont le comportement résulte de processus et de composants étroitement liés. Les écosystèmes changent en permanence, souvent à la suite de l'activité humaine dont l'intention est d'accroître la production industrielle, agricole ou pastorale. Un inventaire, peu importe s'il est détaillé, ne révèle pas, pour cette raison, toute l'histoire.

La surveillance continue de l'environnement est la collecte continue et l'analyse des informations conçues pour indiquer la tendance des valeurs des paramètres sélectionnés d'un écosystème donné. Elle implique donc des mesures répétées dans le but de détecter et d'enregistrer le changement, et se concentre normalement sur un choix restreint d'éléments ou d'indicateurs de sous-ensembles limités de l'écosystème. Par exemple, en faisant le suivi continu d'un environnement avant et après l'introduction de nouvelles techniques de gestion, l'effet écologique des nouvelles mesures sur ces éléments peut être jugé objectivement et si les éléments sont correctement choisis, les effets écologiques les plus importants peuvent être déduits. A la différence de l'inventaire, la surveillance écologique continue pourrait guère nous informer sur l'état de tout le pâturage.

1.3 Le besoin d'une surveillance continue de l'environnement au Sahel

Le Sahel a été soumis pendant presque deux décades à une sécheresse intermittente. Les pâturages ont connu une pression du broutage intense, souvent exacerbée par l'installation de forages pour approvisionner en eau les populations humaines et leur bétail. La capacité de production de ces terres sèches commence à être sévèrement affectée et dans certaines zones a atteint le point où une terre autrefois boisée est aujourd'hui un sol stérile, du sable meuble ou concrété.

Alors que les gouvernements sont avertis de ces problèmes, très souvent il y a peu de données fiables qu'ils peuvent utiliser pour planifier une utilisation des terres améliorée. De telles données sont plus efficacement collectées par un programme intégré de surveillance continue de l'environnement.

1.3.1 Les priorités d'un programme de surveillance continue de l'environnement

Puisque la surveillance continue de l'environnement est conçue pour détecter le changement, le premier objectif, d'ailleurs évident, d'une unité de surveillance continue est de décider quels événements et quels changements doivent être surveillés et dans quels écosystèmes. Pour ce faire, on doit savoir qui va utiliser les données et pourquoi ces utilisateurs ont besoin de ces informations. Deuxièmement, l'unité doit décider de la rapidité à laquelle les changements doivent être détectés parce que cela va nettement influencer la manière dont les données vont être recoltées et détermine vraiment le quantité d'informations qui doit être collectée, comme nous le verrons. Troisièmement, l'unité doit découvrir quels aspects de l'écosystème risquent d'être sensibles aux processus qui causent le changement et seulement ensuite peut-on se concentrer sur le quatrième objectif: la localisation des stations de surveillance continue et les méthodes employées pour recueillir les données.

Brièvement, l'unité doit consacrer un effort considérable pour définir et analyser ses besoins en informations. Finalement, elle doit s'assurer qu'elle a les financements, l'équipement et la main d'oeuvre nécessaires pour réaliser le programme qu'elle propose, sinon elle doit redéfinir ses buts et objectifs.

1.4 Le besoin d'une approche statistique

Par comparaison avec un suivi continu basé sur des images satellites et sur les enregistrements à partir d'un avion léger, le suivi continu au sol est lent et onéreux et vu l'étendue de la zone, il est impossible de recueillir les données de terrain sur la totalité du Sahel. Les méthodes qui augmentent la valeur des données et de là diminuent leur quantité à recueillir sont donc extrêmement souhaitables puisqu'elles réduisent le coût et le temps passé à collecter les informations. La science de la statistique s'est développée avec les mêmes considérations de rentabilité en vue. L'élaboration correcte d'une stratégie d'échantillonnage et l'emploi judicieux des statistiques dans l'analyse des données peuvent mener à une amélioration majeure de l'efficacité du travail sur le terrain. Pour être effectifs, les chercheurs des projets de suivi continu de l'environnement ne doivent pas seulement bien connaître les différentes techniques d'échantillonnage mais ils doivent avoir des connaissances de base en statistique. Avec les méthodes statistiques appropriées à la collecte et à l'analyse des données, le temps nécessaire à la formation des écologues de terrain peut être réduit puisque les expertises peuvent être complétées ou même, en certains cas, remplacées par des méthodes mathématiques (Foran et al 1986). D'un autre côté, un système d'échantillonnage ou des analyses incorrects peuvent conduire au genre de critique suivante, adressée à une unité nationale de surveillance écologique continue lors d'un colloque international:

"Les membres de l'unité sont, d'une manière alarmante, négligents dans l'application des principes statistiques au système d'échantillonnage et à l'analyse des données. Le personnel est soit naïf dans sa compréhension de l'échantillonnage au hasard et des différents tests statistiques, soit il

prend des libertés dans l'utilisation des statistiques qui jettent un doute sur la validité des données des inventaires et même sur les inventaires entiers" (Klemmedson et al 1984).

Pour être complètement utiles, les rapports devraient inclure suffisamment d'informations pour permettre au lecteur intéressé de comprendre la variabilité dans les données. Ils devraient pour cette raison inclure les limites de confiance (avec les niveaux de signification) autour des moyennes numériques et peut-être une section décrivant les erreurs possibles des mesures et leurs conséquences.

1.5 Terminologie

1.5.1 Termes statistiques

1.5.1.1 Station et emplacement de l'échantillon

Dans ce rapport, le mot "station" signifie une localisation sélectionnée dans laquelle sont situés un ou (généralement) plusieurs "emplacements de l'échantillon" dont le(s) paramètre(s) d'intérêt sont mesurés d'une manière exhaustive.

1.5.1.2 Exactitude, biais et Précision

Par analogie, un archer est exact si ses flèches tendent à être proches du centre de la cible et précis si chaque flèche atterrit près des précédentes. Mais, si chaque flèche tend à atterrir du même côté du centre, sa visée est

v
biaisée. De cette analogie on retient que les estimations précises, non
biaisées sont nécessairement exactes.

v
Idéalement, nous aimerions et nous nous attendrions à ce que les résultats
numériques soient une image fidèle des faits de terrain. C'est-à-dire, nous
aimerions qu'ils soient: (1) exacts: ils donnent un résultat qui est proche de
la valeur moyenne exacte ; (2) non biaisés: ils ne sous-estiment pas ni ne
surestiment systématiquement la valeur moyenne exacte ; et (3) précis: les
mesures répétées du même paramètre, prises en utilisant des échantillons
différents, ne diffèrent pas beaucoup l'une de l'autre.

Malheureusement, les résultats précis et exacts sont généralement coûteux et
nous sommes souvent forcés à sacrifier l'exactitude pour la précision ou vice
versa. L'exactitude est souhaitable dans un inventaire dont les valeurs
réelles sont plus importantes que la répétitivité du résultat alors que la
précision est souvent plus importante que l'exactitude dans le suivi continu
dont l'abilité à détecter le changement, d'une manière sensible, est
généralement plus importante que le fait de connaître la valeur réelle du
paramètre.

v
1.5.2 Termes relatifs à la végétation

v
La plupart des définitions suivantes sont conformes à Grieg-Smith (1964) mais
sont adaptées aux conditions sahéliennes lorsque c'est nécessaire:

1.5.2.1 Individu

L'"individu" est un membre isolé et unique d'une espèce. Les individus de la plupart des espèces ligneuses sahéliennes et toutes les graminées annuelles sont généralement faciles à distinguer. Cependant, plusieurs espèces multi-tiges, dont *Boscia senegalensis* et *Grewia bicolor*, sont présentes au Sahel. L'individu n'est pas facilement délimité parmi ces espèces et deux observateurs peuvent faire un choix différent. Pour ces espèces, l'unité de suivi écologique continu doit, au début du programme, décider comment définir objectivement les individus sur le terrain. Dans certains cas, il peut être opportun de compter les tiges au niveau du sol ou à une distance mesurée à partir de la surface. Quelque soit le critère choisi, une formulation claire de la technique employée devrait être publiée sous une forme utilisable par les autres chercheurs.

1.5.2.2 Densité

La "densité" est le nombre d'individus d'une espèce par unité de surface. Pour les espèces dont l'individu est facilement identifié, cette mesure est généralement collectée avec précision par différents chercheurs.

1.5.2.3 Mesures du recouvrement

Quatre mesures d'une superficie recouverte par une espèce végétale devraient être distinguées:

1.5.2.3.1 Taux de recouvrement

Le "taux de recouvrement" est la proportion du sol qui serait ombragée par les individus de l'espèce concernée s'ils étaient éclairés verticalement d'en haut, en l'absence de toute autre espèce au-dessus ou au-dessous.

1.5.2.3.2 Taux de recouvrement supérieur

Le "taux de recouvrement supérieur" est cette proportion du sol dont l'espèce fournit la couche la plus élevée du couvert. Cette mesure, souvent associée par erreur au "taux de recouvrement", est particulièrement importante pour toutes les applications de la télédétection destinées à mesurer ou estimer les paramètres de la végétation.

1.5.2.3.3 Taux de recouvrement par les couronnes

Le "taux de recouvrement par les couronnes" est le taux de recouvrement fourni par les feuilles et les branches des couronnes des espèces ligneuses. La couronne d'un individu végétal est généralement considérée comme s'étendant sur toute la surface de son périmètre, même si en réalité elle peut être discontinue.

1.5.2.3.4 Le taux de recouvrement par les bases

La "taux de recouvrement par les bases" est définie comme la proportion de la surface du sol occupée par une espèce mais pour la végétation ligneuse, elle est souvent mesurée à une hauteur spécifique au-dessus du sol et ainsi représente la superficie de la coupe transversale de l'espèce à cette hauteur.

1.5.2.4 Fréquence

La "fréquence" d'une espèce est la probabilité de trouver cette espèce dans un seul échantillon d'une superficie et d'une forme données. La fréquence a donc un sens seulement pour un échantillon d'une surface et d'une forme fixées. Les auteurs écrivent souvent "fréquence" lorsqu'ils veulent dire "pourcentage de fréquence".

1.5.2.4.1 Fréquence d'enracinement

La "fréquence d'enracinement" est la fréquence avec laquelle un individu, ou une partie d'un individu, est enraciné dans la zone échantillonnée.

1.5.2.4.2 Fréquence de poussée

La "fréquence de poussée" est la fréquence avec laquelle une partie aérienne d'une plante se trouve dans la zone échantillonnée.

1.5.2.4.3 Pourcentage de fréquence

Le "pourcentage de fréquence" est le pourcentage de quadrats d'une taille et d'une forme fixées dans lesquels une espèce a été trouvée.

1.5.2.5 Dominance

Il y a deux sens complètement différents du terme "dominance":

1.5.2.5.1 Dominance numérique

La "dominance numérique" est appliquée aux espèces végétales dont la densité ou (plus utilement) le taux de recouvrement est le plus élevé. C'est, dans la plupart des cas, ce que l'on entend par "dominance" dans la surveillance continue écologique.

1.5.2.5.2 dominance écologique

La "dominance écologique" d'une espèce végétale implique que l'espèce a une influence sur les autres espèces végétales de la zone qui, à leur tour, l'influencent peu.

1.5.2.5.3 Pourcentage de dominance

Le "pourcentage de dominance" est le pourcentage des quadrats dans lesquels une espèce est présente dans la plus grande quantité (voir dominance numérique).

1.5.2.6 Biomasse ou poids

La "biomasse" veut généralement dire le poids d'une plante au-dessus du sol. Dans ce rapport, la biomasse s'applique au poids de la partie aérienne d'une strate herbacée non ligneuse ou au poids du feuillage vert des espèces ligneuses puisque c'est la partie qui a le plus d'intérêt pour faire la surveillance et le suivi continu d'un écosystème pastoral. Dans son premier sens, elle est équivalente à "rendement en herbages".

1.5.3.3. Communauté

Une "communauté", lorsque le terme est appliqué à la végétation, est n'importe quel groupe d'espèces végétales se trouvant à l'état naturel et occupant un environnement commun. Chaque communauté est relativement indépendante des autres. Les communautés, étant en partie définies et déterminées par leur environnement, sont souvent très étroitement associées avec le relief. C'est le cas au Sahel où les petites différences du relief local sont souvent très facilement détectées par leurs communautés végétales caractéristiques avec des compositions floristiques distinctes.

Vue la manière dont elle est définie, une communauté peut contenir d'autres communautés ayant une composition floristique et un biotope plus limités.

1.5.3.4 Formation

Une communauté qui s'étend sur une région très étendue, délimitée par le climat, est une "formation". Puisque le Sahel est souvent défini par la communauté des plantes qui s'y trouvent, on peut parler des espèces végétales de la formation sahélienne.

1.5.3.5 Pâturage

Le "pâturage" (rangeland) est une terre sur laquelle la végétation dominante est bonne à être pâturée et où l'écosystème est géré (s'il est géré) en modifiant les pratiques du broutage plutôt qu'en faisant des cultures ou en ressemant.

1.5.2.7 Vigueur

Par analogie, la "vigueur" d'une plante est l'équivalent de son état de santé. En général, l'écologue est seulement concerné par l'aspect extérieur de la plante, y compris les marques de maladie, dommage ou sénescence.

1.5.3 Termes relatifs à la communauté

Certains termes sont spécialement employés par les phytoécologues et les gestionnaires des pâturages pour décrire les associations de plantes et leur environnement. Ces termes, dont la plupart sont certainement familiers au lecteur, comprennent:

1.5.3.1 Composition floristique

La "composition floristique" est une liste des espèces végétales trouvées dans une zone ou strate spécifique. Cette liste est parfois ordonnée arbitrairement (par ex. alphabétiquement) mais le plus souvent elle l'est par ordre d'importance et elle est souvent accompagnée d'une mesure numérique d'une importance relative.

1.5.3.2 Association

Suivant l'usage des écologues français, au Sahel une "association" signifie une très petite unité naturelle de végétation. Cet emploi peut être inconnu des écologues anglophones pour qui le terme signifie une communauté de plantes arrivée à maturité, dominée par des espèces particulières (par ex. bois d'Acacia-Brachestegia).

1.5.3.6 Climax

Dans le passé, le terme "climax" était employé pour décrire une communauté d'une composition plus ou moins stable, en équilibre avec les conditions écologiques existantes. La plupart des définitions impliquent ou déclarent que le climax est le stade final du développement de la végétation sous les conditions physiques et climatiques existantes.

Dans certaines définitions du climax, l'influence des humains sur la communauté est catégoriquement exclue (par ex. Trochain 1980 et Le Houérou comm. pers.), ce qui, étant donné l'ubiquité des humains et leur influence, nous fait douter de l'utilité du terme. Pour cette raison et bien d'autres, le terme est tombé en défaveur parmi certains gestionnaires des pâturages qui désormais estiment qu'il n'y a plus de point de référence stable (voir Ogden 1984, Noy-Meir et Walker 1985, Westoby 1980) soit parce que l'état d'équilibre du système est inconnu, soit parce que, sous tout régime naturel, la composition floristique est apparemment lentement mais inexorablement en train de changer. Puisqu'il est peu probable que l'écologue de terrain puisse pratiquement définir la communauté du climax et, puisque même si elle pouvait être définie, il est peu probable que la gestion puisse rétablir les conditions de climax (Pearson et Thomas 1984) ; il vaut mieux laisser tomber le terme du vocabulaire des gestionnaires des pâturages et des unités de suivi écologique continu.

1.5.3.7 Ecosystème

Un "écosystème" est l'entité composée des animaux et des plantes d'une région ainsi que des aspects de leur environnement auxquels ils sont

fonctionnellement liés. "Eco" suggère environnement, tandis que "système"

suggère un ensemble de processus interdépendants et liés.

Aucun écosystème est entièrement indépendant puisqu'il y a inévitablement des sources et des fuites d'énergie et, souvent, d'éléments nutritifs externes au système. Dans la plupart des écosystèmes il y aura un mouvement des propagules et des individus d'une espèce animale à travers ses limites, quelque soit la manière dont elles sont définies. L'écosystème est donc un système ouvert et l'utilité du terme ne dépend pas de sa capacité à définir les limites géographiques d'une région mais de son évocation de l'univers des processus auxquels les sols, les plantes et les animaux de cette région sont impliqués.

1.5.3.8 Sahel

Le Sahel est souvent délimité par les isohyètes 100mm et 600mm de la moyenne à long terme (voir Le Houérou et Grenot 1986). Cette définition peut apparaître arbitraire mais ces isohyètes correspondent avec et délimitent la distribution des espèces animales et végétales sahéliennes caractéristiques ainsi que les systèmes de production et les systèmes sociaux humains caractéristiques et par conséquent l'utilisation des terres et la distribution du bétail. Cependant, cette définition n'est pas acceptée universellement et le lecteur intéressé peut se référer au rapport du GEMS (1986a) dans lequel une comparaison des définitions du Sahel est donnée sous forme de tableau.

1.5.4 Termes relatifs à la productivité de la zone

1.5.4.1 Condition

La "condition" des sols, du paysage et de la communauté végétale est conceptuellement équivalente à la santé d'un animal ou d'une personne. La condition de la végétation est étroitement liée à sa vigueur. Le comité du glossaire des termes relatifs aux pâturages (The Range Term Glossary Committee)(1974) a défini le terme condition comme la productivité actuelle d'un pâturage relative à ce que le pâturage est naturellement capable de produire. Certains auteurs (par ex. Foran 1986) définissent la condition comme l'état de dégradation d'une zone et sa végétation comme un résultat de sa gestion.

C'est un terme qui dépend de nombreux facteurs apparemment intuitifs (voir à ce sujet Smith 1978) mais les gestionnaires des pâturages qui ont une expérience considérable de l'écologie de la zone vont normalement (mais pas toujours - voir Lamacraft 1978) être d'accord sur sa condition. Des progrès ont été réalisés dans l'établissement de moyens objectifs pour déterminer la condition des pâturages (Beals 1984).

1.5.4.2 Valeur

La "valeur" d'une zone pour une utilisation donnée est la production actuelle de la zone par rapport à sa production théorique. Ainsi, la valeur d'une zone pour la production laitière peut être classée comme excellente, bonne, favorable ou pauvre, selon la quantité de lait produite par rapport à la quantité qui pourrait théoriquement être produite sans détérioration des pâturages, c'est-à-dire sous une gestion idéale.

1.5.4.3 Etat

L'"état" est la condition actuelle du pâturage ou sa valeur pour un but spécifique.

1.5.4.4 Tendance

La "tendance" est le sens du changement de l'état. Les termes "basse, haute et non apparente" sont suggérés par le comité de standardisation de l'inventaire des pâturages (Range Inventory Standardisation Committee)(1980).

1.5.4.5 Capacité de pâturage ou capacité de charge

La "capacité de pâturage" est le taux de charge le plus élevé qui n'endommagera pas la végétation ou les sols sous un régime pluviométrique donné. Au Sahel, elle varie d'une année à l'autre avec les changements dans la pluviosité et la production de fourrage qui lui sont associées. Une bonne définition de la capacité de pâturage à long terme d'un pâturage pourrait suivre par commodité celle de la récolte ; c'est-à-dire, la capacité de charge à long terme correspond à celle fournie par la pluviosité qui peut être attendue dans 80% des années, soit quatre années sur cinq. La baisse récente de la pluviosité au Sahel veut dire que la capacité de charge à long terme est actuellement inférieure à celle suggérée par les probabilités de la pluviosité à long terme.

1.6 Contraintes de conception

Quel que soit le système d'échantillonnage employé, il doit être élaboré de manière à surmonter les divers problèmes de la collecte d'informations fiables dans la zone. Parmi ces problèmes, on peut noter:

1.6.1 Taille et accessibilité de la zone

Le Sahel s'étend au sud du Sahara sur 5000 à 6000 km en une bande de 100 à 600 km de large, couvrant environ 3 000 000 de km² (voir frontispice). Les routes sont généralement peu fréquentes et mal entretenues. L'accès par transport motorisé est donc difficile, bien que le terrain est généralement plat et de faible altitude. Se diriger de manière précise dans un tel terrain sans traits distinctifs présente des problèmes. Les pistes d'atterrissage sont rares.

1.6.2 Hétérogénéité de l'environnement

Même si le Sahel est en partie défini par la végétation caractéristique de la zone (voir Le Houérou 1986), sa végétation n'est pas distribuée de manière homogène. La plupart des espèces herbacées sont annuelles, poussant seulement durant la courte saison des pluies, si bien que l'hétérogénéité de la croissance des plantes n'est pas seulement spatiale mais aussi temporelle. Cette hétérogénéité est commune à de nombreux pâturages dans le monde entier et oblige les programmes d'inventaire et de suivi continu à collecter des jeux de données très importants pour leur description adéquate (Ogden 1984:766).

1.6.2.1 Echelles de l'hétérogénéité spatiale

Il y a trois principaux types de sol au Sahel: les sols sableux qui se trouvent dans la plus grande partie de la zone ; les sols concrétés ou gravillonneux, généralement au sud ; et les sols hydromorphiques à proximité des fleuves Sénégal, Niger, Logone, Chari et du Nil. Ces trois principaux types de sol portent des communautés de plantes distinctes, donnant naissance à une hétérogénéité sur une échelle régionale impliquant quelques centaines de kilomètres. Ces zones peuvent facilement être détectées sur les images satellites Landsat MSS.

Chacune de ces principales zones est elle-même très hétérogène. Ainsi par exemple, dans la zone sableuse il y a des superficies de dunes dont la couverture végétale est devenue si mince que les dunes redeviennent mobiles alors que d'autres superficies sont plates et couvertes d'une steppe arbustive ou d'une savane arborée. D'autres sont encore caractérisées par des dunes stabilisées par des prairies avec des buissons disséminés sur les pentes et les crêtes et une végétation ligneuse en bouquets dans les dépressions des interdunes. Beaucoup d'autres types de végétation se trouvent dans les seules zones sableuses, donnant naissance à une hétérogénéité sur une échelle locale impliquant quelques dizaines de kilomètres. Ces zones aussi sont souvent distinguées sur les images MSS.

La plupart de ces zones sont elles-mêmes très hétérogènes avec, par exemple, des régions dominées par certaines combinaisons d'espèces séparées par quelques dizaines de mètres d'autres combinaisons, donnant naissance à des associations de plantes distinctes.

Il y a des taches au sein de n'importe quelle association apparemment homogène, les plus marquantes étant les surfaces de sol nu, de quelques dizaines de centimètres ou de quelques mètres de large, parsemées parmi les plantes.

1.6.2.2 Causes de l'hétérogénéité spatiale

Au Sahel, la répartition des plantes est influencée par :

- les facteurs physiques tels que le type de sol et l'humidité, la pente et le relief local,
- les facteurs climatiques tels que la vitesse et la direction du vent et la distribution temporelle et spatiale de la pluie,
- les facteurs botaniques tels que la répartition d'autres plantes dans le voisinage ; ainsi, par exemple, les ligneux influencent beaucoup la croissance des plantes herbacées dans leur voisinage, alors que la répartition des graminées annuelles dépend en grande partie de leur répartition lors de l'année précédente,
- les activités de l'homme, à la fois directes et à travers l'action de leur bétail.

Mieux l'on comprend les causes de l'hétérogénéité spatiale dans la répartition des plantes, plus le système d'échantillonnage peut être efficace.

Généralement, cela signifierait qu'au fur et à mesure que le suivi continu progresse et que l'on a plus de connaissances sur le fonctionnement de l'écosystème, la localisation et le nombre des stations d'échantillonnage

seront modifiés pour refléter des bases scientifiques plus solides.

Malheureusement, cela peut vouloir dire que les premiers échantillons ne sont pas strictement comparables avec les derniers. Les études pilotes peuvent donc être nécessaires pour élaborer la stratégie d'échantillonnage. Plus on étudie la conception de la distribution initiale des stations d'échantillonnage, moins le réseau risquera de changer au cours des années suivantes.

1.6.2.3 Hétérogénéité temporelle: quand échantillonner ?

Au Sahel, la distribution des plantes et les densités, spécialement celles des graminées annuelles, changent non seulement entre la saison sèche et la saison des pluies mais aussi d'une année à l'autre. Sur le terrain, les espèces herbacées sont seulement identifiées avec assurance pendant la saison de croissance et dans certains cas seulement vers la fin de la saison. Si la composition floristique des espèces herbacées a un intérêt (comme elle devrait normalement en avoir), une grande part de l'effort d'échantillonnage est donc nécessairement concentrée dans le dernier mois de la saison de croissance. Si la production primaire a un intérêt, au moins quelques échantillons de la biomasse doivent être récoltés à la fin de la saison de croissance, concentrant davantage l'effort d'échantillonnage en une période de deux ou trois semaines dont la date exacte dépend des pluies locales. L'équipe de suivi écologique continu doit par conséquent suivre de près le développement des plantes dans toute la région afin de sélectionner le moment opportun pour commencer la collecte des données. Ceci implique, à son tour, que l'équipe devrait avoir sur le terrain au moins un ou deux membres expérimentés pouvant alerter le reste de l'équipe dans les plus brefs délais.

Les données météorologiques collectées en temps réel par NOAA ou les satellites Météosat peuvent s'avérer utiles pour décider quand les pluies vont bientôt prendre fin.

Pour la plupart des objectifs d'inventaire et de suivi continu, les ligneux peuvent être inventoriés n'importe quand dans l'année et normalement il serait avantageux d'effectuer ce travail en dehors de la saison de croissance de telle sorte que l'effort d'échantillonnage ne soit pas, pendant cette période, détourné des graminées. Cependant, l'écologie de la majorité des espèces ligneuses sahéliennes est mal connue et tout effort dirigé vers, par exemple, la compréhension du rapport entre le taux de croissance des jeunes plants et la pression du broutage qu'ils subissent impliquerait des échantillonnages répétés durant toute l'année.

Les changements à long terme dans la communauté des ligneux peuvent être surveillés continuellement par des enquêtes répétées aux mêmes endroits à des intervalles de 5 - 10 ans. Au Ferlo, des sites tels que ceux installés par l'ORSTOM et le LAT-Ferlo ont été utilement inventoriés à des intervalles irréguliers après leur premier recensement (par ex. voir GEMS 1986e), mais de telles études à long intervalle pourrait devenir partie entière d'un programme régulier (par ex. voir Bernes et al 1986).

1.6.3 Main-d'oeuvre

Ce système d'échantillonnage doit prendre en considération la quantité, la qualité et la mobilité de la main-d'oeuvre disponible pour le travail de terrain. Etant donné que l'analyste a rarement autant d'échantillon qu'elle

ou il aimerait, l'emploi efficace de la main-d'oeuvre est peut-être la considération majeure dans l'élaboration de l'échantillonnage. Etant donnée aussi qu'une proportion très élevée du temps sur le terrain est passée à se déplacer entre les stations, il est normalement conseillé de diviser la main-d'oeuvre disponible en des équipes autonomes et, pour plusieurs raisons, de concentrer l'effort de chaque équipe sur quelques stations bien choisies qui sont minutieusement échantillonnées. L'autonomie implique une mobilité indépendante qui à son tour signifie que l'unité doit avoir accès à suffisamment de véhicules équipés pour le hors piste en toutes saisons.

Pour la plupart des objectifs, des équipes de deux sont suffisantes, dont l'une doit être capable de se diriger assez bien pour retrouver les emplacements de l'échantillon. Un membre de chaque équipe doit parfaitement maîtriser les méthodes employées pour recueillir les informations et doit bien connaître toutes les espèces qu'elle ou il risque de devoir identifier ou doit être muni d'un herbier adéquat et de moyens pour prélever et étiqueter les échantillons de toutes les plantes inconnues.

Il est impossible de fournir toutes les lignes directrices fixes en ce qui concerne la main-d'oeuvre demandée pour un inventaire complet ou un programme de suivi continu à cause des différences potentielles dans les buts, superficies et environnements et de là dans la précision, l'exactitude et les détails exigés dans l'étude. Toutefois, des exemples spécifiques peuvent être donnés pour illustrer le large éventail des besoins en main-d'oeuvre.

Le Houérou (1980) estime que le travail demandé par un inventaire phytoécologique à long terme d'un million d'hectares de pâturage nécessiterait une équipe consistant en un écologue, un pédologue à temps partiel, un

technicien, deux travailleurs non-qualifiés, une secrétaire et un chauffeur à temps partiel. Par an, ceci représente donc 2,5 années-personne qualifiée par million d'hectares. Ces besoins, calculés pour des pâturages non spécifiés, peuvent légèrement surestimer ceux pour le Sahel, un environnement relativement "facile" (Le Houérou comm. pers.).

Par contraste, le Projet Pilote d'Inventaire et de Surveillance Continue des Ecosystèmes Pastoraux Sahéliens, se concentrant principalement sur le développement de méthodes pour effectuer, avec beaucoup moins de détails par comparaison avec l'exemple précédent, le suivi continu de trois millions d'hectares, nécessitait par an environ 1,1 années-personne qualifiée par millions d'hectares.

L'effet d'une superficie beaucoup plus élevée sur les besoins en main-d'oeuvre est évident lorsque l'on compare ces estimations avec celles reportées par Treadwell et Buursink (1980) pour une étude physionomique de base de 57 millions d'hectares au Mali. Ils portent les exigences en main-d'oeuvre pour le projet à 9,1 expatriés par an avec un nombre équivalent d'années-personne fournies par un personnel local qualifié. Ceci est l'équivalent, par an, d'environ 0,3 année-personne qualifiée par million d'hectares.

1.6.4 Dépenses

La collecte des données de terrain revient cher et donc une grande partie du budget de l'unité sera probablement destinée au financement, à la formation et à l'équipement des équipes pour la collecte des données sur le terrain.

Plusieurs tentatives pour estimer les coûts d'un suivi écologique continu ont été faites. Aucune estimation générale peut être donnée car les coûts diffèrent d'un projet à l'autre pour les mêmes raisons qui font que les besoins en main-d'oeuvre diffèrent ; une grande partie de la variabilité du coût pour inventorier et faire un suivi continu provient du fait que les buts et échelles des projets sont différents. Cependant, Welch et al (1980) ont trouvé que pour les inventaires au Canada il y a un coût minimum d'environ 25 000 dollars, quelque soit la région étudiée, qui est dépensé en salaires, maintenance des bureaux et rédaction des rapports.

Ces trois exemples cités précédemment peuvent être utilisés pour montrer l'éventail des coûts pour les projets avec des buts différents:

1.6.4.1 Un million d'hectares au 1:50 000

Le Houérou (1980) estime qu'une seule étude phytoécologique détaillée d'un écosystème pastoral d'une superficie de l'ordre de 1 000 000 ha (équivalente à un carré de 100km de côté) coûterait environ \$ 0,20 à \$ 0,40 par hectare (taux du dollar US en 1980). Le coût total de ce genre d'inventaire est donc de l'ordre d'un tiers de millions de dollars. La cartographie coûte en plus entre \$ 0,30 et \$ 0,60 par hectare et la planification pour l'aménagement des terres pour cette superficie coûterait entre \$ 0,10 et \$ 0,20 par hectare. Ses calculs supposent que 50% de ce coût représente les salaires du personnel des Nations Unies et que le personnel passe environ un tiers de son temps sur le terrain et deux tiers au bureau. Les données de terrain pour l'inventaire coûte donc environ \$ 0,15 à \$ 0,30 par hectare.

1.6.4.2 Trois millions d'hectars au 1:500 000

Pendant cinq ans, le Projet Pilote d'Inventaire et de Surveillance Continue des Ecosystèmes Pastoraux Sahéliens a testé différentes méthodes dans une zone de 30 000 kilomètres carrés. Le coût annuel était de \$ 0,13 par hectare dont les données de terrain revenaient à environ \$ 0,08 par hectare par an.

1.6.4.3 Soixante millions d'hectares au 1:5 000 000

D'après l'expérience de leur projet au Mali, Treadwell et Buursink (1980) estiment qu'un inventaire de la physionomie des plantes de 2,5 années d'une superficie de 57,5 millions d'hectares revient par an à \$ 0,30 par hectare mais ceci comprend le coût des missions et photographies aériennes (\$ 90 000) et de l'imagerie satellite (\$ 150 000). Les \$ 3 560 000 restant ont été vraisemblablement dépensés surtout pour le travail de terrain. Si un tiers du temps du personnel est passé sur le terrain, les données de terrain coûtent environ \$ 0,01 par hectare par an .

1.6.5 L'effet économique d'une étude plus détaillée

Les coûts estimés par Le Houérou (1980) sont quinze à trente fois plus élevés que ceux publiés par Treadwell et Buursink (1980). Cette différence provient, en partie, probablement du fait que les inventaires à grande échelle sont moins détaillés. Le Houérou considère le travail à des échelles de 1:50 000 à 1:200 000 alors que Treadwell et Buursink travaillaient au 1:500 000. Puisque diviser les échelles linéaires entraîne manifestement quatre fois plus de détails dans les cartes résultantes, et de là au moins quatre fois la

résolution sur le terrain, donc, dans les exemples cités ici, la réduction par dix de l'échelle de 1:500 000 à 1:50 000 implique un accroissement par cent des détails - et par conséquent du coût du travail de terrain.

1.7. Préparation et continuation de la surveillance écologique

Les possibilités pour l'analyse des données et par conséquent les sortes de questions auxquelles on peut répondre, dépendent de la stratégie d'échantillonnage employée pour recueillir les informations et de la nature et de la qualité des échantillons mêmes. En bref, "l'analyse est seulement aussi bonne que l'est l'échantillon". L'analyse même devrait évidemment être aussi bonne que possible et orientée pour répondre de manière adéquate aux questions qui ont été posées. Ceci implique que, pour que la surveillance écologique continue ait une valeur, ses buts doivent être clairement conçus à l'avance et qu'à la fois la stratégie d'échantillonnage et les méthodes analytiques à employer soient connues avant que le travail sur terrain commence.

Ayant établi les buts de l'unité et par conséquent de la collecte des données, il est souvent extrêmement utile de concevoir des questionnaires préliminaires, de vérifier leur utilisation avec des données factices (ou avec des données réelles collectées lors d'un essai) et de faire l'analyse en utilisant ces données factices. Cet exercice aidera à signaler les faiblesses dans la conception du questionnaire, les redondances ou les blancs dans les données collectées, l'insuffisance des nombres d'échantillons, la distribution ou le type et finalement, il aidera à montrer si les conclusions qui peuvent être tirées des données collectées et analysées peuvent en fait être utilisées pour réaliser les buts fixés par l'unité.

On ne peut qu'insister sur l'importance de standardiser les questionnaires et les méthodes pour la collecte des données. Les conseils sur la standardisation, contenus dans le manuel de surveillance écologique continue du GEMS, sont reproduits avec un commentaire en annexe 1.

Une unité de surveillance écologique continue doit être équipée et pourvue en personnel pour produire des rapports opportuns des résultats de ses recherches. Trois sortes de rapports concernant l'échantillonnage au sol pourraient utilement être produits: des rapports provisoires sur les résultats de la campagne d'échantillonnage au sol la plus récente, accompagnés de commentaires, critiques et améliorations suggérées pour les méthodes employées, des rapports récapitulatifs mettant les conditions locales actuelles dans une perspective spatiale et temporelle plus large ; et des rapports complétés dont les données échantillonnées sur le terrain servent à étalonner et à interpréter des données collectées lors d'une reconnaissance aérienne ou par satellite.

2 Echantillonner dans quel but ?

Il ne faut pas confondre inventaire et surveillance continue. Les stratégies d'échantillonnage qui conviennent pour l'un peuvent, éventuellement, ne pas être adaptées à l'autre. En général, les inventaires nécessitent des informations sur un grand nombre de paramètres sur une superficie importante alors que la surveillance continue se concentre sur quelques paramètres en des sites choisis.

2.1 Inventaires

Les inventaires écologiques ne devraient pas être entrepris à la légère. Les inventaires sont normalement plus coûteux que le sont les programmes de surveillance continue et leur organisation demande beaucoup de soin.

Dans un inventaire, les estimations ou les mesures quantitatives sont faites sur une grande superficie quelques fois avec l'intention de comprendre la variabilité de certains paramètres (habituellement dans le but d'améliorer les techniques d'échantillonnage) mais, le plus souvent, avec l'intention de délimiter des zones d'écologie similaire. Cela implique la nécessité de publier des rapports d'après les inférences étendues aux conditions de la zone (non échantillonnée) d'écologie similaire. Une troisième utilisation majeure des inventaires est d'interpréter ou d'étalonner les images satellites ; réciproquement, les photographies aériennes et les images satellites sont souvent employées pour généraliser les résultats des recherches d'un inventaire écologique. Les zones écologiques quantifiées par l'inventaire pourraient ensuite servir aux planificateurs comme base pour les décisions d'aménagement ou par les équipes de surveillance écologique continue pour la stratification et le sous-échantillonnage de la zone. Les inventaires peuvent aussi être utilisés pour dessiner des jeux de cartes thématiques de la région.

A lui seul, l'inventaire la végétation n'a généralement pas beaucoup d'intérêt et il doit être étudié pour collecter des données sur le climat (au moins la pluviosité), le sol, l'eau disponible, le type de végétation et sa condition, les nombres d'animaux et leur condition, l'utilisation des pâturages par les hommes et la socio-économie de la région.

Les sites des stations pour l'inventaire peuvent être sélectionnés d'après des cartes actuelles, souvent du type de sol, de la végétation, de l'utilisation des terres, des groupes ethniques et de la distribution du bétail. Il est peu probable que les zones de captage et les bassins de drainage aient une importance au Sahel par contre, les limites administratives et politiques peuvent en certains cas influencer l'utilisation des terres. Les images satellites récentes peuvent être utiles pour décider où localiser les stations.

2.2 La surveillance continue

Le programme de surveillance continue de l'environnement et de ses ressources naturelles bénéficiera souvent des résultats et de l'organisation antérieurs d'un inventaire mené dans ce but. Généralement, une unité de surveillance écologique continue fera des estimations quantitatives de plusieurs paramètres soit pour la comparaison avec d'autres zones soit, plus habituellement, avec la même zone à une date ultérieure. Les mesures de la végétation que l'unité collecte peuvent comprendre la densité d'une espèce, sa fréquence relative, la composition floristique à l'emplacement, la santé des individus, leur dimensions, la biomasse verte sur pied, et ainsi de suite.

Les critères employés pour sélectionner les stations et le genre des stations mêmes dépendent, en grande partie, si les comparaisons doivent être faites entre les visites successives au même emplacement ou entre les zones.

2.2.1 La surveillance continue des changements locaux dans le temps

Les changements dans le temps de la condition des parcours aux emplacements de l'échantillon peuvent donner une information directe sur l'évolution de l'écosystème et peuvent en certains cas indiquer leurs causes. Si, par exemple, toutes les stations de la région montrent une baisse de la condition des pâturages, le changement est probablement associé avec les changements de climat, peut-être la pluviosité en baisse. Cependant, si certaines stations montrent une dégradation de la condition des parcours malgré une condition stable ou en amélioration des autres stations, ils méritent probablement une plus grande attention afin de déterminer la cause de leur détérioration.

Si le but de l'unité de surveillance continue est de suivre les changements dans le temps aux stations sélectionnées, les emplacements doivent être choisis et la stratégie d'échantillonnage à chaque emplacement doit être définie selon les critères suivants:

2.2.1.1 Echantillons répétés au même endroit

Au Sahel, l'hétérogénéité spatiale inhérente à l'habitat signifie que les échantillons prélevés de deux stations très voisines peuvent facilement donner des résultats très différents. A une station donnée, il est donc extrêmement inefficace d'essayer de surveiller des choses telles que la variabilité annuelle de la composition floristique des plantes herbacées ou les changements (résultat de la germination ou de la mort) dans le nombre des ligneux, en prélevant des échantillons d'emplacements dont la localisation exacte dans la station varie d'une année à l'autre. Les emplacements doivent être marqués de manière qu'exactement la même surface puisse être de nouveau échantillonnée au cours des années suivantes.

2.2.1.2 Choix des strates écologiques

Tout comme les espèces végétales peuvent être utilisées comme des indicateurs d'un changement écologique (et spécialement la dégradation), de la même manière, il y a des strates qui sont plus sensibles aux changements écologiques que d'autres. En général, il est donc utile de concentrer l'effort d'échantillonnage sur ces strates dans lesquelles le paramètre suivi va probablement répondre nettement au changement écologique. Ceci peut vouloir dire qu'un effort d'échantillonnage tout d'abord généralisé devient plus concentré au fur et à mesure que l'unité de surveillance continue devient plus experte dans l'identification des strates sensibles.

2.2.1.3 Nombre d'échantillons

Le nombre d'échantillons qui doit être collecté à un emplacement donné dépend de la variabilité du paramètre qui est mesuré et de la précision voulue dans l'estimation. Manifestement, si la valeur mesurée d'un paramètre varie largement suivant les échantillons, l'analyste aura besoin de plusieurs échantillons avant de pouvoir avancer une estimation suffisamment précise de sa valeur moyenne probable. Pour un taux de variabilité donné entre les échantillons, une précision plus grande peut, en général, être atteinte seulement en collectant plus d'échantillons.

Il s'ensuit que l'analyste ne peut pas déterminer le nombre d'échantillons dont il a besoin avant d'aller sur le terrain et prélever suffisamment d'échantillons pour lui fournir des informations sur la variabilité du paramètre qui l'intéresse. Etant donné que la variabilité inter-annuelle peut seulement être mesurée en collectant les données à intervalles annuels, cela

peut vouloir dire que plusieurs années s'écoulent avant que l'on puisse décider, de façon réaliste, de l'intensité de l'échantillonnage .

Le statisticien doit aussi connaître ce que l'unité désire savoir: ainsi, par exemple, il aura besoin de différentes tailles d'échantillons pour (a) tester les différences significatives entre les valeurs moyennes d'un paramètre en de différents emplacement (ou pour des années différentes) ou (b) pour établir les limites de confiance concernant une seule estimation moyenne.

Souvent la question sera, dans son développement le plus complet:

"Combien d'échantillons l'unité doit-elle prélever à une station donnée utilisée par le programme pour montrer que, si une différence réelle aussi petite que δ existe entre les moyennes des échantillons prélevés à la station sur des années successives, il y a une probabilité P que la différence sera déclarée significative à un seuil α ?"

Cette question sera certainement abordée par l'analyse de variance.

L'unité de surveillance écologique continue doit donc décider de la plus petite différence réelle (δ) qu'elle désire déceler entre les valeurs du paramètre à une station donnée d'une année à l'autre. C'est le seuil au-dessous duquel tout changement dans la valeur du paramètre est considéré insignifiant - c'est-à-dire, la précision qui est demandée dans les résultats publiés. Ainsi, par exemple, l'échantillonnage initial de la composition floristique des plantes herbacées pourrait montrer que ce paramètre est tellement variable que les changements de moins de 50% dans le couvert de l'espèce dominante ne peuvent pas être considérés comme significatifs, parce

que le nombre d'échantillons dont on a besoin pour détecter un changement moins important serait trop grand pour être réaliste. D'un autre côté, l'échantillonnage initial pourrait montrer que, à la station, les changements de 2% dans la réflectance d'un sol stérile peuvent être détectés avec très peu d'échantillons à cause de sa faible variabilité inhérente d'un échantillon à l'autre.

Il est donc probable que, pour les premières années du programme de surveillance écologique continue, les données soient collectées et les résultats présentés avec des limites de confiance apparemment arbitraires, étant donné que la taille de l'échantillon n'est pas suffisamment grande (ou, rarement, plus grande que nécessaire) pour fournir les limites de confiance exigées pour ce que veut faire l'unité. En outre, plusieurs paramètres sont normalement mesurés à chaque emplacement. Le nombre d'emplacements de l'échantillon est auparavant déterminé en considérant principalement le paramètre qui, selon la décision de l'unité, est le plus significatif écologiquement. De ce fait, la précision des valeurs estimées d'autres paramètres tendra à être quelque peu arbitraire.

Ayant choisi un seuil (δ) au-dessous duquel les changements du paramètre principal entre une année et la prochaine sont considérés insignifiants et ayant collecté suffisamment d'échantillons pour avoir une estimation (s^2) de la variance (σ) - et par conséquent un écart type (s) - des valeurs du paramètre, le nombre d'échantillons nécessaires (N) peut être calculé ainsi: (Sokal et Rohlf 1969):

$$N = 2(s/\delta)^2 * (t' + t'')^2$$

Où t' est la valeur de t d'après une table de t -Student avec $2(N-1)$ degrés de liberté et une probabilité de α

et t'' est la valeur de t avec $2(N-1)$ degrés de liberté et une probabilité de $2(1-P)$. Noter que la valeur 2 dans la formule $2(N-1)$ est présente parce que 2 années sont comparées.

Manifestement, puisque les valeurs de t' et t'' dépendent de N , qui est le nombre que nous essayons de calculer, le seul moyen de procéder est de remplacer s et δ dans l'équation et d'évaluer une valeur acceptable de N dans le but de chercher t' et t'' . La formule donne alors une nouvelle valeur de N qui est employée pour trouver les nouvelles valeurs de t' et t'' . Cette recherche itérative pour N continue jusqu'à ce que les valeurs se stabilisent. Notez que la valeur de $2(s/\delta)^2$ doit être résolue qu'une seule fois et qu'il est seulement nécessaire de connaître le rapport de s sur δ , non leur valeur.

Une étude superficielle de la table de t montre que la valeur de t' sera de l'ordre de 2 à 2,5 pour une probabilité de $\alpha = 0,05$ alors que t'' sera probablement proche de 1 pour la P la plus acceptable. Cela veut dire que $(t' + t'')^2$ sera compris entre 9 et 12, indiquant le besoin de tailles d'échantillons deux à trois fois plus grandes que celles de la formule donnée dans (Poole 1974) et citée dans le manuel d'écologie du GEMS (Clarke 1986) :

$$N = 4s^2/\delta^2$$

2.2.2 Comparaison des stations

Si le but de l'unité de surveillance continue est de comparer deux stations ou plus, le choix de l'emplacement et de la stratégie d'échantillonnage diffèrent de ceux employés pour surveiller les changements locaux dans le temps, des manières suivantes, :

2.2.2.1 Distribution des échantillons

Au Sahel, l'hétérogénéité spatiale signifie que, mis à part la stratégie peu économique de mesurer les paramètres d'intérêt partout à l'intérieur des limites de la station, aucun moyen tout à fait sûr n'a encore été trouvé. Comme c'est le cas pour les environnements moins variables et inégaux, la meilleure approche est de s'assurer que la distribution des emplacements de l'échantillon à chaque station est conçue avec soin de manière à garder le nombre total demandé aussi bas que possible et à donner des résultats raisonnablement fiables et statistiquement valables. Normalement, cela impliquera de traiter chaque station comme si elle était formée d'un jeu de carrés d'une grille et de prédéterminer, avec l'aide de tables de chiffres au hasard, la localisation des emplacements à l'intérieur du carroyage.

2.2.2.2 Choix des strates écologiques

En général, le but de la surveillance continue est d'établir chaque station dans une seule strate écologique identifiable. L'intention peut être de comparer les résultats d'une strate dissemblable mais il sera plus utile de comparer des strates écologiques similaires, qui subissent peut-être des influences externes. L'hétérogénéité locale de l'environnement voudra souvent

dire qu'une station de plus d'un hectare, placée au hasard, contient plus d'une association de plantes (voir paragraphe 1.6.2.1). Dans certains buts, il peut donc être nécessaire de sélectionner avec soin la localisation exacte de la station de sorte que seulement l'association désirée soit incluse.

2.2.2.3 Besoin de critères stricts pour les associations écologiques

Pour faire des comparaisons entre des stations de zones similaires, on doit prendre beaucoup de soin pour décrire exactement les associations écologiques. Ceci est particulièrement important si on doit, plus tard, faire des comparaisons avec des valeurs présentées dans la littérature.

2.2.2.4 Nombre d'échantillons

Comme précédemment, le nombre d'échantillons que l'on doit prélever à chaque emplacement dépend de la variabilité du paramètre et de la précision avec laquelle l'analyste doit déterminer si oui ou non les deux emplacements sont différents. Pour composer une base de données non biaisée et représentative, on trouvera qu'il est nécessaire de prélever un très grand nombre d'échantillons. Ceci est un sujet complexe dont les ramifications sont traitées en détail dans des ouvrages spécialisés (par ex. Grieg-Smith 1983, qui fournit une bibliographie de quelques 480 titres). La formule la plus simple pour déterminer le nombre qui doit être utilisé est identique à celle donnée en 2.1.3.

2.3 Inférences concernant une superficie plus importante

Les comparaisons entre les stations ou même entre les années à la même station sont normalement en elles-mêmes d'un intérêt limité mais les stations sont supposées (ou peuvent être démontrées) être représentatives d'une plus grande superficie d'écologie similaire. Il est peu probable qu'un seul emplacement de l'échantillon à l'intérieur d'une station puisse être représentatif de toute la station, donc il est peu probable qu'une seule station puisse être totalement caractéristique de la strate écologique dans laquelle elle est située. Plusieurs stations sont probablement nécessaires pour catégoriser convenablement la strate.

2.3.1 Choix des strates écologiques

Dans un écosystème pastoral tel que le Sahel, les strates ou sous-zones qui intéressent une unité de surveillance écologique continue sont probablement celles qui sont vitales à la population humaine et à son bétail. Comme ligne directrice initiale, l'effort d'échantillonnage de l'unité devrait être divisé proportionnellement à l'importance des différentes sous-zones pour l'économie locale, bien que plus tard on puisse trouver que certaines sous-zones qu'on croyait sans importance contiennent des espèces ou communautés indicatrices utiles. Il est probablement utile de commencer par évaluer, d'après des entretiens avec les pasteurs, l'importance relative des différentes sous-zones ainsi que les définitions des sous-zones mêmes.

2.3.2 Besoin de critères stricts pour les associations écologiques

L'extrapolation des résultats et l'utilité des conclusions dépendront de la précision avec laquelle les sous-zones échantillonnées sont définies. Les définitions ne devraient pas seulement dépendre de la végétation mais devraient inclure des informations sur les sols, le relief, la pente, l'utilisation des terres et si possible le bilan hydrique. Les définitions s'amélioreront avec la continuation de la surveillance continue. Les données devraient être traitées et stockées d'une telle manière qu'il sera toujours possible de reclasser retrospectivement les stations de leur strate écologique initiale à une autre.

2.4 Etalonnage des images satellites

A condition qu'elles puissent être correctement interprétées, les images satellites fournissent une aide inestimable aux programmes de surveillance continue de l'environnement. Leurs utilisations sont très variées, comprenant la surveillance continue: du climat (WMO.GEMS 1985), de la destruction de la forêt (Lanly 1982), de l'extension et de la variabilité des limites du désert (Tucker et Justice 1986), des aquifères superficiels (El-Shalzly et al 1977), de la reproduction des sauterelles du désert (Hielkema 1977), de l'utilisation des terres (Bodechtel 1986) et plus particulièrement dans le cas du Sahel, du suivi continu de la biomasse verte sur pied (GEMS 1986d, Vanpraet et al 1983). En général, l'interprétation correcte des images satellites nécessite que des données soient collectées au niveau du sol. Ainsi, si les images doivent être employées pour faire le suivi continu de la biomasse, des échantillons représentatifs doivent être prélevés sur le terrain pour l'étalonnage des images.

2.4.1 Problèmes d'échelle: la surface de l'échantillon et le pixel

Les images satellites sont construites avec les éléments de l'image enregistrée régulièrement espacés (pixels) dont les dimensions dépendent du scanneur à bord du satellite et de tout rééchantillonnage des données brutes réalisé avant que l'image soit produite. Chaque image peut être composée de plusieurs centaines de milliers de pixels et les dimensions de la scène représentée sur l'image sera en général approximativement proportionnelle aux dimensions du pixel. Ainsi, les images de très haute résolution, telle que celles de SPOT (résolution jusqu'à 10 m), représentent des scènes de quelques dizaines de kilomètres de large alors que celles avec une résolution plus grossière, telles que les images de l'AVHRR (Advanced Very High Resolution Radiometer, radiomètre avancé à très haut pouvoir de résolution) à bord des satellites NOAA et TIROS (résolution d'un peu plus qu'un kilomètre au nadir), représentent des scènes de quelques milliers de kilomètres de large.

Les utilisations prévues pour les images satellites détermineront quel type de capteur est approprié. Les considérations pour l'échelle et la fréquence de la saisie des données joueront un rôle important pour déterminer quelles images utiliser: les programmes de surveillance continue au Sahel auront normalement besoin d'informations sur une large zone, souvent répétées (spécialement pendant la saison de croissance) et trouveront donc idéales pour leurs objectifs les images à petite échelle, de résolution relativement grossière telles que celles de l'AVHRR de NOAA. Les images satellites ne sont pas gratuites mais même si elles l'étaient, un programme de surveillance continue de cette nature trouverait probablement peu maniable la masse des informations comprises dans les images de 10 mètres de résolution. Cependant, il est parfaitement concevable qu'un tel programme puisse avoir besoin

d'images détaillées de quelques endroits dans sa plus grande zone et, pour cela, il pourrait à juste titre trouver que les images NOAA sont inutiles alors que les images SPOT sont idéales.

Pour les environnements hétérogènes, le travail d'étalonnage des images devient plus difficile au fur et à mesure que la taille du pixel augmente. Avec des images à résolution très élevée, le problème est de déterminer exactement où les échantillons au sol doivent être prélevés et, puisque qu'il peut être possible de détecter de telles marques au sol comme la couronne des arbres distincts, ceci peut généralement être résolu d'une manière similaire à celle employée pour les photographies aériennes. Avec une résolution relativement grossière, un simple pixel intègre un large éventail de conditions. Ainsi, par exemple, dans un kilomètre carré du Sahel, il y peut y avoir des superficies étendues de sol nu, des taches de croissance relativement abondantes dans les micro dépressions, des taches de broussailles dispersées et de vastes zones de production herbacée extrêmement variable, généralement pauvre. Le problème est de tirer un chiffre représentatif de la production de tout un kilomètre carré, suffisamment économique, de sorte que l'exercice puisse être répété plusieurs fois dans les deux ou trois semaines de la période d'échantillonnage, donnant des résultats couvrant l'étendue des valeurs trouvées sur l'image.

2.4.2 Utilisation de deux capteurs ou plus

Une solution au problème peut être d'utiliser deux capteurs ou plus afin que les conditions locales de plusieurs stations dispersées sur une grande étendue

soient tout d'abord étalonnées avec précision en utilisant des images de haute résolution qui sont ensuite employées à leur tour pour étalonner les images d'une résolution plus grossière.

3 Stratification

L'une des premières décisions de l'unité est de déterminer les limites de la zone à surveillée. Si possible, les limites de la zone devrait correspondre autant que possible aux limites naturelles d'un écosystème, étant donné que son fonctionnement est alors moins influencé par les processus externes. A moins que la zone soit très petite, il est impossible de mener un inventaire exhaustif et on est obligé de baser ses décisions et conclusions sur des échantillons. Tout système d'échantillonnage est sujet à deux contraintes opposées: la quantité de travail qui peut être effectuée avec soin et la tendance à la fois de précision et d'exactitude à augmenter (jusqu'à une certaine limite) au fur et à mesure que le nombre d'échantillons s'accroît. La limite à l'augmentation est rapidement atteinte dans un environnement homogène. Malheureusement, le Sahel est loin d'être homogène, que l'on parle de l'influence de l'homme et de son bétail ou du relief dont les petites variations peuvent donner naissance à une végétation tout à fait différente.

La variable d'intérêt est donc souvent distribuée inégalement dans toute la région à surveiller ; la zone comprend presque toujours des sous-zones qui sont plus homogènes que l'est l'ensemble. Dans ce cas, il est avantageux de partager la zone en sous-zones et d'échantillonner dans les sous-zones ainsi définies. Au Sahel, la sous-zone est probablement presque aussi hétérogène que la zone initiale et il peut être nécessaire de considérer la sous-sous-zone et ainsi de suite.

L'hétérogénéité acceptable à l'intérieur d'une seule sous-zone dépend du but de l'étude et des principes suivants: (1) les données peuvent toujours être regroupées lors de l'analyse mais les données collectées ensemble sont souvent impossibles à débrouiller, (2) une description adéquate de chaque sous-zone nécessite plusieurs échantillons, et (3) le nombre d'échantillons est limité par les finances, la main-d'oeuvre et le temps disponibles.

Une stratification correcte et intelligente est peut-être la partie la plus importante de tout inventaire des sols et de la végétation et donc du suivi continu. Si le suivi continu n'est pas spécifique à chaque sous-zone, il perd beaucoup de son utilité. Le choix approprié de la sous-zone, dans la mesure du possible lié aux besoins du bétail, est donc essentiel pour la valeur et le succès d'une unité de surveillance continue de l'environnement et de ses ressources naturelles.

3.1 Aides pour la stratification

3.1.1 Cartes

Lorsqu'elles sont disponibles, les cartes publiées peuvent servir comme un moyen pour stratifier la zone. Au Sahel ces cartes comprendront probablement:

3.1.1.1 Sols

Les principaux types de sols au Sahel sont caractérisés par des associations de plantes distinctes. Une bonne carte pédologique de la région est donc particulièrement utile pour sélectionner et déterminer les localisations des principales sous-zones.

3.1.1.2 Types de végétation

Lorsque des cartes de la végétation existent, elles sont basées, dans la plupart des cas, sur des cartes pédologiques et par conséquent leur utilité est limitée. Cependant, puisque l'on cartographie un aspect ou plus d'une variable d'un intérêt primordial pour un programme de surveillance écologique continue, la possibilité d'utiliser des cartes de la végétation pour définir des sous-zones utiles ne devrait pas être ignorée.

3.1.1.3 Cartes géologiques

Etant donné que les cartes géologiques représentent les structures sous la surface, elles sont probablement moins utiles pour établir les sous-zones à échantillonner que les cartes pédologiques.

3.1.2 Images satellites

Pour de vastes régions, on peut effectuer une stratification préliminaire avec l'aide des images satellites des ressources de la terre. Les trois sources actuelles d'images potentiellement utiles sont les images du radiomètre avancé à très haut pouvoir de résolution (AVHRR) de la série des satellites NOAA, les images du Cartographe Thématique (Thématique Mapper, TM) et du Balayeur Multi-Spectral (Multi-Spectral Scanner, MSS) des satellites Landsat (EOSAT) et les images SPOT.

3.1.2.1 les images NOAA

Les images NOAA AVHRR peuvent être employées pour stratifier une région selon la productivité et pourraient être employées pour aider à situer les stations d'échantillonnage de la biomasse pendant la saison de croissance en cours. Ces stations pourraient être disposées de manière que peu d'échantillons soient prélevés dans les zones de plus basse productivité et situées sur un transect aligné de façon à couper le plus grand nombre possible de lignes de production équivalente. Comme alternative, les images AVHRR peuvent être analysées sur plusieurs années pour tirer une carte de la productivité moyenne et sa variabilité. Cette carte pourrait être employée pour concentrer les stations d'échantillonnage dans des zones de variabilité inter-annuelle élevée.

3.1.2.2 Images Landsat

Le meilleur moyen d'illustrer le potentiel des images Landsat est probablement d'utiliser un exemple. Sur les images MSS de la portion de la région du Ferlo au nord du Sénégal, au sud de l'influence du fleuve, on distingue trois grandes zones: au nord se trouve une zone de taches de croissance des ligneux, non alignées et curvilignes ; au sud-ouest se trouve une zone aux traits alignés et linéaires où les crêtes des dunes apparemment dénudées sont entrecoupées de dépressions interdunaires boisées ; et au sud-est se trouve une zone pour la plupart boisée, découpée par des vallées dendritiques où les communautés de ligneux sont relativement denses. Ainsi ces images suggèrent trois grandes sous-zones dont chacune contient deux formations opposées.

Les images du cartographe thématique, avec une résolution de 30 mètres, sont capables de résoudre les détails fins de la zone et peuvent être appropriées pour le même genre de stratification que le sont les images SPOT mais dans une scène plus grande.

3.1.2.3 Images SPOT

Les images SPOT panchromatiques donnent une résolution jusqu'à 10 m qui les rend inestimables pour la stratification de petites zones d'étude telle que la zone au voisinage d'un forage ou d'un projet de reboisement. Les images en "fausse couleur", avec une résolution de 20 m, sont particulièrement utiles pour stratifier de petites zones (60 km de large) sur la base du recouvrement des parties aériennes des ligneux ou, en certaines régions, sur la base des zones cultivées et non cultivées. Dans certaines circonstances les images SPOT peuvent être d'une aide considérable pour stratifier une zone sur la base des aspects de l'impact humain, tels que les zones influencées par la coupe des arbres pour le charbon de bois ou celles montrant une forte utilisation par le bétail.

3.1.3 Photographies aériennes

Les photographies aériennes sont particulièrement utiles pour subdiviser les principales sous-zones déterminées d'après des images satellites ou des cartes. Les autres utilisations des photographies aériennes sont énumérées dans le rapport du GEMS (1986c). Les photographies aériennes peuvent soit appartenir à une série faisant partie d'une couverture nationale ou

sous-nationale, soit elles peuvent être spécifiquement commandées pour la surveillance écologique continue de la zone.

3.1.3.1 Photographies d'une couverture nationale

Dans de nombreuses régions du Sahel, la couverture nationale aérienne la plus récente a eu lieu il y a une décade ou plus. Bien que dans la plus grande partie du Sahel une modification considérable de l'habitat a eu lieu lors des dernières années, les photographies aériennes des archives peuvent encore, dans beaucoup de cas, être utilisées pour les besoins de la stratification. La composition floristique des principaux types d'habitat notés sur de vieilles photographies aériennes peut avoir changé entre-temps, mais il est probable qu'au moins certains écotones anciens existent toujours, délimitant aujourd'hui peut-être deux différents biotopes. La valeur de telles photographies nécessiterait d'être testée sur le terrain.

3.1.3.2 Photographies spécialement commissionnées

La photographie aérienne collectée et employée pour les besoins de la surveillance écologique continue se développe de plus en plus (par ex. voir Waller et al 1978). Clarke (1986) décrit une technique pour faire la surveillance continue d'un habitat, utilisant la photographie aérienne à partir d'un avion volant à basse altitude.

Pour les projets de surveillance écologique continue au Sahel, et ailleurs, l'utilisation d'un avion léger correctement équipé est presque essentielle. Son utilisation supplémentaire pour aider à collecter des informations pour la stratification de l'effort d'échantillonnage et pour la sélection des sites

pour les stations est vivement recommandée. A cet égard, l'utilisation de la photographie verticale est inestimable vu que les sites proposés peuvent être photographiés en couleur ou infrarouge à plusieurs altitudes et en utilisant différentes distances focales. les épreuves ou diapositives résultantes sont ensuite examinées à loisir. Les photographies obliques sont d'une utilisation plus limitée en ce sens que la densité apparente d'un habitat même homogène change d'un côté à l'autre de la scène représentée sur la photographie.

Cette méthode sera plus fructueuse en combinaison avec l'emploi des images satellites comme nous l'avons décrit précédemment.

3.1.4 Travail de terrain

Aucune quantité de travail sur les cartes ou images (ou toute autre aide pour la stratification à distance) peut remplacer une connaissance approfondie de première main du terrain et de la végétation qui, en tout cas, est nécessaire pour interpréter les images et souvent pour mettre à jour la légende des cartes de végétation. Les études au sol préliminaires devraient normalement être organisées sur la base de la stratification à distance initiale. Il peut devenir évident que ce qui semble être une seule sous-zone sur les cartes ou images peut être utilement subdivisées et occasionnellement, en conséquence de l'évidence du terrain, il peut être décidé que les sous-zones déterminées à distance devraient être regroupées.

3.1.5 Jugement d'expert

Une certaine subjectivité est inévitable dans un système d'échantillonnage stratifié. Suivant le but de l'étude, l'écologue se fie à son expérience pour juger quels paramètres devraient être employés pour définir les sous-zones, quelle hétérogénéité est acceptable pour une sous-zone et où tracer exactement les limites de la sous-zone homogène.

Le meilleur moyen pour classer les types de végétation sur le terrain est de suivre une norme reconnue, telle que le jeu de mesures et attributs de Braun-Blanquet (1964) (traduits en anglais et énumérés dans Clarke 1986).

3.1.5.1 Evaluer l'impact humain: le vol de reconnaissance à basse altitude

On va sûrement avoir besoin d'un jugement d'expert en particulier pour estimer l'impact probable de l'homme sur l'environnement et par conséquent pour déterminer des sous-zones basées sur l'impact humain. Ce jugement pourrait prendre en considération des facteurs tels que la distance de la concentration de bétail la plus proche, la taille saisonnière moyenne de cette concentration, la présence de villages ou de campements saisonniers et la présence de pistes importantes de bétail. Sans une étude spéciale, il est difficile de savoir quel poids relatif donner à ces différents facteurs pour cartographier l'impact humain dans son ensemble. Cependant, les vols systématiques de reconnaissance à basse altitude (GEMS 1986c) peuvent être utilisés pour fournir des cartes de la distribution et des densités du bétail de la zone. Ces cartes peuvent être employées pour stratifier la zone par un des principaux agents de l'impact humain.

3.1.5.2 JAC: Jugement assisté par ordinateur

Plusieurs études (par ex. Foran et al 1986, Grunow et Lance 1969) ont montré l'utilité de l'ordinateur dans la classification des quadrats par type de parcours utilisant plusieurs analyses multivariées des caractéristiques simples et permanentes des quadrats telles que le type de sol et le relief. Si on le désire, ces classification peuvent être davantage subdivisées d'après la condition des parcours (Bray et Curtis 1957).

En utilisant ces techniques il est donc possible de recueillir, lorsque c'est nécessaire, des informations aux nombreux sites (100 ou plus en général) et ultérieurement de classer ces sites dans de nouvelles sous-zones selon des critères enregistrés aux emplacements mêmes. Le désavantage de cette technique est qu'une grande partie des sites peuvent tomber dans des zones pour lesquelles il y a trop peu de répliques de la sous-zone pour être suffisamment bien définie et les emplacements de l'échantillon devront alors être abandonnés. Dans le travail présenté par Foran et al (1986) 40% de leurs 260 sites initiaux ont été abandonnés. La stratification initiale de la zone, suivie d'une méthode automatisée de classification des emplacements situés dans la sous-zone choisie, peut se montrer à la fois utile et révélatrice.

3.1.5.3 SIG: Système d'information géographique

La stratification n'est pas une tâche facile, les critères utilisés pour définir les sous-zones changent probablement avec chaque paramètre à mesurer. Un système d'information géographique (SIG) peut vraiment aider à la sélection, la redéfinition et la mise à jour des sous-zones.

Sous certains rapports, un SIG peut être imaginé comme un atlas informatisé, étant composé de deux parties: une réserve, ou base, de données et d'un logiciel pour accéder à ces données et les manipuler. Tout comme dans un atlas en papier, la base de données informatisée contient des données thématiques, tirées de diverses sources, liées géographiquement à la terre. Contrairement à un atlas, le logiciel associé à la base de données permet à l'utilisateur, parmi d'autres choses, de manipuler les informations thématiques d'un plan de données en les comparant avec les données de plans différents, d'effectuer une analyses statistique des relations spatiales ou des relations entre les plans de données et de cartographier les distributions initiales ou tirées des données. (Pour un examen détaillé de SIGs sélectionnés, voir Tomlinson et al 1976).

Des modèles qui conviennent pour sélectionner les sous-zones peuvent être mis en place et testés, la production cartographique étant examinée par les écologues et statisticiens ensemble dans le but de modifier itérativement le modèle jusqu'à ce qu'un jeu de données satisfaisant en découle.

Le SIG n'est évidemment pas restreint à aider dans la stratification, mais il se montrera efficace dans beaucoup d'analyses et dans la présentation des résultats. Alors que la majorité des SIGs sont encore élaborés pour les ordinateurs puissants ou les grands mini-ordinateurs, de plus en plus sont commercialisés pour des machines plus petites et meilleur marché.

3.2 Critères pour la localisation des stations

Les stations des sous-zones doivent être accessibles, représentatives et susceptibles d'être trouvées sur le terrain.

3.2.1 Accessibilité

Habituellement, l'accessibilité des zones sableuses du Sahel n'est pas un problème, le terrain étant généralement plat et la végétation éparse. On doit s'assurer avec soin que la station peut être atteinte sans traverser des bords de sable mou et profond ou des zones qui risquent de devenir détrempées lors de fortes pluies. Cela va sans dire qu'un compas est essentiel dans l'équipement.

Dans les zones gravillonneuses, l'accès hors-pistes en voiture est habituellement impossible étant donnée la densité de la végétation ligneuse. Les stations doivent normalement être situées assez près des routes ou des dégagements partant des routes pour rendre possible le transport à pied de l'équipement nécessaire à la station.

Les sols hydromorphiques sont habituellement cultivés, par conséquent il y a un accès potentiel à la plupart des zones par pistes et chemins. Si ces zones vont être échantillonnées, les stations doivent être choisies de manière à être aussi près que possible des routes praticables par tous temps. Cependant, les zones cultivées demandent des techniques d'échantillonnage spéciales non traitées ici.

3.2.2 Représentativité

Pour être certain que la station représente convenablement la sous-zone, il est habituellement nécessaire de mener quelques études de base étendues de la végétation dans le but de tirer les critères qui définissent la sous-zone.

Plusieurs emplacements, qui paraissent représentatifs aux yeux de l'expert, sont ensuite choisis. Ces emplacements sont échantillonnés et la station est située à l'emplacement qui répond le mieux aux critères précédemment définis.

La quantité de travail impliquée dans cette procédure est telle qu'en général elle est omise et que les stations sont simplement situées dans les zones qui semblent représentatives. Dans ce cas, on doit reconnaître qu'on ne peut pas être certain que la station représente en fait la sous-zone.

3.2.3 Retrouver la station

Le Sahel est surtout plat et sans points de repère apparents pour l'étranger (dont la catégorie inclut la plupart sinon tous les membres de n'importe quelle unité de surveillance écologique continue). Les faibles ondulations du terrain et le couvert de la végétation ligneuse s'associent pour limiter la vue à quelques dizaines ou centaines de mètres en tout, sauf en quelques endroits exceptionnels. A moins que l'unité de surveillance écologique continue ait accès à des compas basés sur les satellites, la méthode la plus pratique pour retrouver une station est de marquer de grands arbres avec des taches de peinture pour signaler les endroits où tourner, de noter la localisation des arbres sur des cartes faites à main levée (ou si possible sur des photographies aériennes), la couleur de la peinture et vers quelle direction se diriger. Parfois, ce système devient déroutant lorsqu'il y a plusieurs équipes dans la zone, effectuant chacune leur étude de la végétation et encore plus déroutant si un arbre marqué est coupé ou brûlé. Les taches de peintures devraient être renouvelées régulièrement.

3.3 Hétérogénéité d'une sous-zone

Une fois localisé, on trouvera que l'emplacement choisi pour la station est très hétérogène. Par conséquent, en faisant le suivi continu de la production des plantes herbacées, on trouvera que les échantillons prélevés sous la couronne des ligneux, à deux mètres et à dix mètres du tronc de la plante donnent des résultants immanquablement différents. En théorie, on peut estimer nécessaire de stratifier à l'intérieur des emplacements de l'échantillon ; cependant, pratiquement il ne sera pas possible d'éliminer toute hétérogénéité systématique et le chercheur devra accepter la nécessité de prélever plusieurs échantillons à chaque station.

3.4 Nombre de sous-zones

Ayant stratifié la zone selon les caractéristiques de base des cartes, images satellites ou photographies, il est presque certain que l'analyste aura identifié trop de sous-zones potentielles pour que l'unité ait la capacité de faire le suivi continu des stations de chaque sous-zones. Les buts de l'unité de surveillance écologique continue devraient être suffisamment bien définis pour que l'analyste puisse soit regrouper, soit ignorer certaines sous-zones pour concentrer les efforts de l'unité sur deux ou trois. Il sera en général nécessaire à la fois de regrouper certaines sous-zones et d'en ignorer d'autres.

3.4.1 Regrouper les sous-zones

* Si les sous-zones sont regroupées il peut être nécessaire d'adapter une méthode d'échantillonnage qui donne des résultats qui ne sont pas excessivement influencés par une des sous-zones initiales aux dépens des autres. Une telle méthode peut être la ligne de transect ou ligne d'interception, alignée de manière que l'échantillon tende à traverser les différentes sous-zones du groupe. Par exemple, la sous-zone "pente et crête de dune" pourrait regrouper les trois sous-zones initiales "crête de dune sans ligneux", "pente de dune sans ligneux" et "micro-dépressions" (où il y a habituellement des ligneux). Les transects seraient alignés à angle droit par rapport à la ligne de crête de la dune, indépendants des trois sous-zones initiales et les coupant au travers comme ils les rencontrent. De cette méthode d'échantillonnage résultera inévitablement une variance importante entre les échantillons de la même sous-zone. La conception appropriée des questionnaires (listes de contrôle) sur lesquels les données brutes sont collectées permettra de stratifier, si nécessaire, chaque échantillon lors de l'analyse.

3.4.2 Omission de sous-zones

* Si, d'un autre côté, des sous-zones ne sont pas échantillonnées, les rapports basés sur les résultats des recherches devraient clairement indiquer à quelles sous-zones ils s'appliquent et peut-être donner une carte montrant les régions sur lesquelles on peut extrapoler les résultats.

3.4.3 Division de l'effort d'échantillonnage entre les sous-zones

L'effort d'échantillonnage consacré à chaque sous-zone est souvent proportionnel à l'importance de cette sous-zone par rapport à l'écologie et à l'économie de la zone. Ainsi si on étudie l'impact du régime alimentaire du bétail sur la végétation, le nombre d'échantillons dans chaque sous-zone peut être proportionnel à la proportion du régime trouvé dans ces sous-zones.

4 Marquer les emplacements de l'échantillon

Tout comme il est nécessaire de laisser des marques pour aider l'équipe de terrain à retrouver les stations, pour la plupart des applications les emplacements de l'échantillon à l'intérieur de la station doivent aussi être marqués.

4.1 Besoin de points de repère

Pour presque toutes les stratégies d'échantillonnage économiques élaborées pour fournir des données à long terme, il est nécessaire d'échantillonner exactement le même emplacement maintes et maintes fois. Cela veut dire que l'équipe de terrain doit être capable de retrouver les emplacements de l'échantillon, ce qui en retour signifie que leur localisation exacte doit être marquée clairement et sans équivoque.

4.2 Exigences des points de repère

Le repère idéal est (1) permanent, (2) bon marché, (3) facile à construire et à transporter, (4) facile à installer, (5) difficile à enlever, (6) impossible d'être récupéré à des fins utiles par les populations locales, (7) peu gênant pour l'environnement et le bétail, (8) non susceptible d'influencer les paramètres à mesurer et finalement (9) facile à retrouver. Etant donnée l'importance d'échantillonner à nouveau le même endroit, on s'attend à ce que, quel que soit le repère utilisé, son coût financier et le travail impliqué pour les installer seront substantiels.

Certaines de ces exigences sont contradictoires ; alors il est peu probable qu'un repère idéal existe. Le projet Ecosystèmes Pastoraux a essayé deux modèles: un tube en acier peint en rouge et enfoncé verticalement dans le sol dans un trou fait avec une poiche et, un champignon en béton dont le pied conique s'évase vers la base, enterré de sorte que seulement la partie supérieure du chapeau affleure du sol. Un anneau en acier était inséré dans le chapeau et l'on pouvait y attacher une corde ou un fil de fer.

Le poteau en acier était relativement facile à retrouver mais rapidement, plusieurs ont été déracinés par les éleveurs. Il y aurait eu moins de problèmes s'ils avaient été plus profondément enfoncés (75cm) avec l'aide d'un pic et d'une pioche et s'ils avaient eu une barre horizontale en acier soudée à l'extrémité inférieure. Le champignon était difficile à retrouver, quelques fois recouvert par le sable et était occasionnellement la cible d'efforts destructeurs considérables de la part des populations locales.

Un point de repère utilisé avec succès ailleurs au Sahel (Bille comm. pers.) consiste en un trou creusé près du centre de l'emplacement de l'échantillon. Ce repère semble répondre à la plus grande partie des critères, sauf peut-être (1), puisqu'il peut être rempli ; (7), puisqu'il pourrait être gênant pour le bétail ; et (8), puisqu'il pourrait bien influencer la croissance des plantes environnantes.

Les exigences (8), que les repères n'influencent pas les paramètres à mesurer et (9), que le repère soit facile à repérer, nécessitent quelque élaboration.

4.2.1 Emplacement du repère par rapport à la végétation à mesurer

Les placeaux dont les ligneux vont être échantillonnés peuvent être marqués en leur centre car il est peu probable que l'influence du repère joue au-delà de quelques centimètres, à moins qu'il n'attire le bétail et les pasteurs.

Les points de repère des parcelles dont les espèces herbacées vont être échantillonnées doivent se trouver en dehors du point d'échantillonnage à une distance connue et dans une direction déterminée. Cela peut rendre l'emplacement de l'échantillon un peu moins précis à moins que deux points de repère soient utilisés pour chaque parcelle.

4.2.2 Retrouver le point de repère

Etant données la difficulté de retrouver un objet de taille réduite dans une vaste plaine, la frustration considérable et la perte de temps (et par conséquent la dépense considérable) que peut entraîner sa recherche, on doit

penser à l'élaboration d'un système pour retrouver les points de repère. La méthode la plus évidente est de fournir des indices sur la localisation du point de repère partout dans une vaste zone centrée sur le point même. Un système acceptable est de peindre les troncs des arbres et les grands arbustes sur le côté du tronc faisant face au point de repère. Ces marques devraient être blanches (l'expérience montre que le blanc est la couleur la plus visible dans un univers de verts, jaunes, bruns et noirs), avoir une superficie d'environ 200-500 cm² et être refaites à chaque visite. Un système économique pour faire ce marquage zonal et de marquer seulement les arbres poussant dans une bande large de 10 mètres, orientée (par ex. Nord-Sud) qui s'étale sur 100 mètres des deux côtés du point de repère (Figure 2).

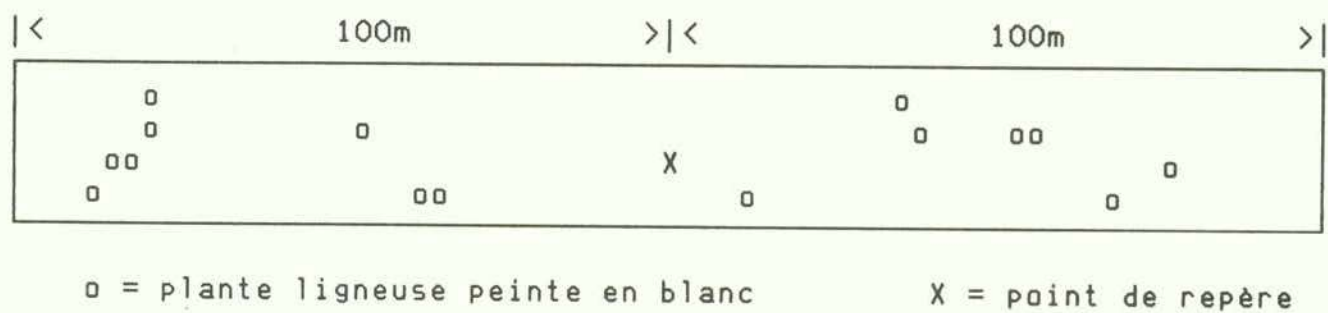
5. Méthodes d'échantillonnage

Des discussions étendues et détaillées sur les méthodes employées pour échantillonner la végétation se trouvent dans Grieg-Smith (1964) et dans Mueller-Dombois et Ellenberg (1974). Une brève description des méthodes sélectionnées est présentée dans Clarke (1986). La discussion suivante traite en particulier des méthodes couramment employées au Sahel.

5.1 Echantillonnage d'un point

Le point-échantillon peut être prélevé par une variété de méthodes qui vont être discutées dans les paragraphes suivants. Le principe est logique ; si un nombre suffisant de points est enregistré au hasard, dans une zone divisée en catégories distinctes, le nombre de points tombant dans chaque catégorie est

Figure 2: Bande de 200m x 10m à l'intérieur de laquelle les principaux ligneux sont peints



proportionnel à la superficie relative à cette catégorie dans la zone. Le point-échantillon et ses variantes donnent ainsi une estimation non biaisée du couvert.

En pratique, lorsque l'on recense plusieurs catégories non-exclusives on doit prendre soin de recenser toutes les catégories présentes à chaque emplacement de l'échantillon. Par exemple, quand on recense les espèces végétales, la litière et l'érosion du sol, on ne doit pas oublier de recenser l'état de la litière tout simplement parce qu'il y a une plante.

Aussi, bien que les méthodes d'échantillonnage d'un point soient souvent rapides (et non biaisées), plus l'observateur doit prendre de décisions, plus sa tâche est rendue difficile. Ainsi, décider qu'une plante vivante est présente en un point est une chose ; décider si la plante est mono ou dicotylédone en est une autre ; et recenser son espèce en est encore une autre. L'analyste doit être averti qu'il y a probablement un compromis à trouver entre quantité et qualité.

5.1.1 Comptage par pas

La mesure la plus simple et la plus rapide de la proportion de la superficie recouverte par un élément donné (par exemple l'espèce x ou le sol nu) est par la méthode de comptage par pas ou une de ses variantes. L'observateur sélectionne un point dans la sous-zone d'intérêt, parfois selon un critère mais souvent au hasard, choisit une direction et suit d'aussi près que possible une ligne droite pendant un nombre prédéterminé de pas. La longueur de chaque pas devrait être, autant que possible, non influencée par l'habitat

que traverse l'observateur. Il emploie souvent la méthode romaine de comptage des pas: les pas sont comptés seulement quand le pied droit touche terre afin que le pas soit long d'environ un mètre et demi.

Habituellement, l'observateur enregistre si oui ou non l'élément d'intérêt est sous ou près du bout de son pied droit quand il touche le sol. Le bout de la chaussure peut avoir une encoche ou être équipé d'une courte aiguille pour aider l'observateur à décider où prélever l'échantillon. L'unité de suivi continu devrait bien préciser quels sont les critères pris en considération pour décider ce que "sous ou près du bout de son pied" signifie ; si la zone échantillonnée est assez petite, on échantillonnera presque toujours du sol nu car le taux de recouvrement par les bases des plantes herbacées annuelles sahéliennes est habituellement inférieure à 5% du sol. Une méthode qui donne un résultat de 95% de sol dénudé pour une zone de bon pâturage pourrait bien être précise, non-biaisée et exacte mais sa valeur pratique est peut-être limitée. D'un autre côté, si la surface est trop grande, il peut être nécessaire de donner des instructions pour pouvoir décider quels sont les éléments à enregistrer parmi ceux qui se trouvent "près du bout de son pied". L'expérience dans le Sahel de l'ouest suggère que la superficie devrait probablement être d'environ 2 cm de large pour la plupart des usages et qu'une petite boucle en fil de fer à l'extrémité d'un bâton peut être utilisée pour définir la surface à échantillonner. Cependant, ceci aboutit à une valeur de fréquence applicable seulement à la taille et la forme de la boucle (voir section 7.2.2) que l'unité peut trouver difficile à comparer ou combiner avec d'autres mesures de la végétation. Si le but du comptage par pas suivant un transect est de donner des estimations non biaisées du couvert, l'échantillon doit être prélevé à un point - ou, si une petite superficie est échantillonnée, des facteurs de rectification doivent être appliqués (Warren-Wilson 1963).

Les pourcentages sont faciles à calculer si les multiples de 100 pas sont comptés. L'observateur comptera souvent 100 pas, se déplacera d'environ 50 mètres ou plus d'un côté et ensuite comptera 100 pas au retour. L'observateur devrait prendre soin de ne pas marcher le long de transects continus (par exemple un carré dont les quatre côtés sont des transects) et traiter les sections comme des échantillons indépendants. A la jonction des transects, les habitats sont suréchantillonnés et les résultats seront une estimation biaisée de la valeur du paramètre que l'on mesure.

5.1.1.1 Variations de la méthode du comptage par pas

La majorité des variations de la méthode de comptage par pas ont pour but de réduire la subjectivité introduite par l'observateur qui, peut-être inconsciemment, allongera ou raccourcira la foulée à chaque pas tandis qu'il collecte les données. Remarquable parmi ces méthodes est celle qui utilise une roue avec un repère sur la jante. Un simple appareil avec une "foulée" d'un peu moins de 2,2 m est facilement réalisé avec une roue de bicyclette et une fourche avant. Cet appareil est plus utile dans les zones où les ligneux sont clairsemés ou absents. Dans les zones boisées, on peut utiliser un mètre ou une corde avec des noeuds.

5.1.1.2 Considérations statistiques

A cause de la régularité de son système, une fois que le premier pas sur la ligne a été fait et que le premier individu a été échantillonné, les autres individus sur la ligne n'ont pas tous la même chance d'être échantillonnés. Cette non-indépendance des points-échantillon inhérente signifie que la méthode d'échantillonnage de comptage par pas peut être employée pour estimer

les pourcentages mais ne peut pas, strictement parlant, être employée pour examiner la variabilité. Cependant, le Sahel est en général tellement hétérogène que si la longueur du pas est plus longue que la taille de la tache type de la variable que l'on mesure et que l'intervalle d'échantillonnage ne correspond pas à un système écologique répétitif quelconque, la régularité dans l'espacement des sous-échantillons qui forment le transect est probablement écologiquement (si ce n'est statistiquement) insignifiante. Il est probable que la méthode donne des résultats douteux si (a) l'une des espèces de l'habitat rejette de son voisinage les autres plantes, spécialement celles de sa propre espèce, ou si (b) on est en présence d'une espèce qui tend à former des bouquets, telle *Acacia senegal*.

La variante de la corde avec des noeuds (et à un moindre degré le mètre), qui surmonte la principale objection statistique de la méthode, permet de collecter les données à des intervalles au hasard prédéterminés. Cela permet de trouver rapidement l'intervalle de confiance autour du pourcentage de l'échantillon en utilisant une table de confiance binomiale (Snedecor et Cochran 1980). Comme une règle empirique très approximative, les limites de confiance de 95% sont inférieures et supérieures de 10% au pourcentage observé si 100 pas sont comptés, 6% si 200 sont comptés et 3% si 1000 sont comptés. Au fur et à mesure que le pourcentage observé approche 0 ou 100, la limite de confiance inférieure ou supérieure tombe légèrement.

5.1.2 Le cadre avec des aiguilles (Levy et Madden 1933)

On utilise cette technique (Levy et Madden 1933, Warren-Wilson 1963 etc) seulement pour la strate herbacée. En général, un cadre où de longues

aiguilles sont fixées est construit de sorte que quand l'appareil est posé sur le sol, les aiguilles, inclinées du cadre vers le sol, traversent la végétation de la strate herbacée. Les aiguilles sont considérées chacune à leur tour et on note le nombre de fois que chaque aiguille touche la végétation. Dans certains habitats (par ex. les plaines aux herbes courtes du Serengeti - McNaughton 1979), le nombre de contacts est proportionnel à la biomasse de la strate.

Les aiguilles doivent être suffisamment longues pour traverser entièrement la strate herbacée. L'espacement entre les aiguilles devrait être fait au hasard pour éviter les problèmes de résonance avec l'espacement moyen inter-tige des espèces de la strate herbacée. Les aiguilles devraient être parallèles et leur angle doit être spécifié dans tous rapports quantitatifs car le nombre de coups est approximativement proportionnel au sinus de l'angle avec la verticale. Il est peut-être nécessaire d'ajouter un pare-brise sur l'appareil pour minimiser les problèmes provenant du mouvement des tiges.

5.1.3 Le fil à plomb

La couronne des ligneux dont la hauteur est inférieure à environ 3 mètres peut être échantillonnée en-dessus d'un certain point en utilisant une perche avec un fil à plomb attaché à son extrémité supérieure. Le bâton peut être gradué en classes de hauteur ou toute autre échelle pour enregistrer la hauteur des coups ou la limite supérieure de la couronne.

5.1.4 L'entonnoir (moosehorn: Garrison 1949)

Les mesures du point-interception de la couronne des grands arbres peuvent être prises avec un appareil équipé d'un miroir permettant à l'observateur de regarder verticalement vers le haut sans bouger sa tête et d'une plaque de verre marquée de plusieurs points ou réticules. Cet appareil, le "moosehorn" ou entonnoir, décrit en détail dans Garrison (1949), est nivelé en tenant compte d'un niveau à bulle intégré dans le dispositif et est utilisé pour dénombrer les endroits où la couronne obscurcit le ciel.

Comme alternative, un autre appareil simple peut être construit pour regarder verticalement vers le haut et le couvert de la couronne est mesuré à partir de points sur le sol prédéterminés. Cet appareil est composé d'un tube en carton avec un miroir dans sa base ajusté selon un angle qui permet à l'observateur de pouvoir tenir le tube verticalement et de regarder confortablement à travers le tube en utilisant le miroir. Un fil à plomb est suspendu au centre de l'extrémité supérieure du tube (à un fil traversant son diamètre). Pour l'observateur qui regarde dans le miroir, le tube est vertical quand le plomb obscurcit le point de suspension. L'appareil est facilement converti pour regarder verticalement vers le bas.

Une troisième méthode pour mesurer le couvert de la couronne est un appareil photographique avec un objectif de 35 mm orienté verticalement vers le haut. Les problèmes de parallaxe de la verticale à travers l'appareil photo associés à la hauteur de la couronne au-dessus de l'appareil photographique et à l'angle sous-tendu par une partie donnée de la couronne signifient que cet appareil est plus utile pour faire le suivi continu des changements à partir d'un même point qu'il l'est pour mesurer le pourcentage de fermeture de la

couronne. Pour les échantillonnages répétés d'un programme de suivi continu, l'appareil photographique doit être monté de sorte que l'axe optique soit vertical et que, pour chaque répétition, le film soit à la même distance au-dessus du sol et qu'un objectif de même longueur focale soit utilisé. Les emplacements de l'échantillon sont de préférence identifiés par un moyen permettant de photographier son étiquette d'identification avant de prendre des photographies de l'échantillon.

5.1.5 Le viseur (Morrison et Yarranton 1970)

Mueller-Dombois et Ellenberg (1974:89) décrivent une "méthode prometteuse" pour prélever les points-échantillon à la fois du couvert de la couronne et du recouvrement du sol au même emplacement de l'échantillon. Cette méthode, conçue par Morrison et Yarranton (1970) implique la conversion, au moyen d'un prisme, d'un viseur télescopique d'un fusil ou d'une carabine à air comprimé, dans un instrument pour regarder verticalement en haut ou en bas. Les réticules donnent le point de l'échantillon et l'appareil est maintenu stable et vertical dans un trépied d'appareil photo. Cette méthode est initialement plus coûteuse que le tube en carton mais dans son usage elle peut se montrer moins fastidieuse et plus efficace. La magnification fournie par les viseurs est un avantage particulier.

5.2 La méthode du rayon variable (Bitterlich 1948)

La méthode du rayon variable est employée pour les mesures rapides du taux de recouvrement par les couronnes ligneuses. Dans certains habitats, la méthode

est plus rapide que la méthode plus subjective des estimations visuelles du taux de recouvrement (Kinsinger et al 1960). La méthode dépend des relations entre l'angle sous-tendu par un objet circulaire, sa distance de l'observateur et sa superficie. L'observateur se tient au point d'observation choisi et dénombre tous les ligneux pour lesquelles l'angle sous-tendu par la couronne excède un certain seuil. En connaissant le seuil de l'angle et en admettant que, en moyenne, les couronnes sont circulaires quand on les regarde d'en haut, le nombre résultant peut être interprété en termes de mètres carrés de recouvrement par la couronne par hectare.

Si le seuil de l'angle est déterminé à 0,02 radian, le compte des plantes est numériquement identique au nombre de mètres carrés de couronne par hectare. Cet angle de vue est atteint en plaçant une fenêtre de 2 cm de large dans une carte disposée verticalement au bout d'un bâton d'un mètre (ou une fente d'1 cm dans un bâton de 50 cm). L'autre bout du bâton est placé contre la joue et l'appareil est utilisé pour dénombrer toutes les couronnes plus larges que la fente dans un cercle complet autour de l'observateur.

Dans certaines parties du Sahel, un angle de vue de 0,02 radian est probablement tellement large que très peu de ligneux sont dénombrés. Dans ce cas il est recommandé de réduire la largeur de la fente à 1,4 cm et de diviser en deux le compte résultant pour obtenir les mètres carrés de couronne par hectare. Dans d'autres zones, des plantes plus proches obscurciront les couronnes des plantes plus éloignées. Dans le cas où cela arrive à un nombre substantiel de plantes, la méthode ne peut pas être employée sans des ajustements du compte compliqués et considérables mais il est probablement encore possible d'utiliser l'appareil pour mesurer le taux de recouvrement par les "bases" (section 7.2.5) à hauteur de tête.

Cette méthode et d'autres qui utilisent des mesures angulaires sont discutées par de nombreux auteurs dont Cooper (1957, 1963), Hovind et Rieck (1970) et Mueller-Dombois et Ellenberg (1974).

5.3 La ligne d'interception

La méthode de la ligne d'interception (Canfield 1941) a deux variantes distinctes qui dépendent du type de végétation que l'on veut mesurer. Dans la première, un mètre d'une longueur standard est déployé et l'on mesure la longueur totale de l'élément d'intérêt le long d'un côté du mètre. Dans la deuxième, une corde de longueur standard est déployée et l'on compte le nombre de fois que l'élément d'intérêt touche ou traverse la corde. La première variante est utile avec les plantes qui occupent des superficies appréciable au sol ou pour mesurer l'étendue de choses telles que le taux de recouvrement par la couronne ou le sol nu. La deuxième variante peut être utile pour dénombrer les traits linéaires tels que les pistes du bétail, à condition qu'elles soient orientées en travers et non le long de la ligne.

Le recouvrement par les bases des espèces des graminées annuelles est relativement petit et leurs parties aériennes s'agitent à la moindre brise. Généralement, la ligne d'interception est peu utile dans les mesures du taux de recouvrement ou de la composition floristique de ces espèces. En outre, il est souvent difficile d'employer cette méthode sur la végétation de la strate herbacée parce que (1) le mètre ou la corde utilisés pour définir la ligne tendent à rester sur le dessus des plantes herbacées, (2) il est difficile de faire en sorte que la corde ou le mètre soient rectilignes - bien que si on a aucune intention de répéter, à une date ultérieure, les mesures au même

emplacement, cela a peu d'importance et (3) on doit constamment prendre des décisions difficiles et frustrantes (cette plante toucherait-elle la ligne si la corde était étendue à plat sur le sol ?). La ligne d'interception est, en tout cas, d'une valeur discutable pour la détermination de la superficie de traits dont les contours sont extrêmement irréguliers (voir par exemple la section 2.4 dans GEMS 1986c), comme c'est typiquement le cas avec les taches de la strate herbacée.

La méthode de la ligne d'interception est utile pour mesurer l'étendue de la couverture ligneuse. L'étendue linéaire de la couronne des petits ligneux peut être exactement mesurée avec un fil à plomb tenu contre le bordure de la couronne et verticalement au-dessus du mètre. L'étendue linéaire de la couronne des plantes dont la couronne est hors de portée du chercheur peut être mesurée en utilisant la "méthode du bâton" de Andresen et McCormick (1962). Tout d'abord, le chercheur à califourchon sur le mètre note le point sur le bord de la couronne verticalement au-dessus du mètre. Ensuite, gardant un oeil sur ce point, l'observateur se déplace d'un côté du mètre jusqu'à ce que le plan vertical qui traverse le point et ses yeux soit à angle droit avec le mètre. L'observateur lève un bâton droit vers le point sur la couronne et le ramène au sol dans un plan vertical pour toucher le mètre. Ce point est verticalement sous le point noté. La méthode du tube en carton ou de l'entonnoir peut aussi être employée pour regarder verticalement vers le haut à partir de la position chevauchant le mètre et un fil à plomb attaché à la base du tube peut être utilisé pour pointer sur le mètre.

La ligne d'interception est d'un emploi limité pour la surveillance écologique continue au Sahel et ses fonctions sont souvent - mais pas toujours - avantageusement remplacées par la méthode de comptage par pas, plus rapide et moins laborieuse.

5.4 Le voisin le plus proche

Avec la méthode du voisin le plus proche, une plante est choisie au hasard (la technique habituelle est de choisir l'arbre le plus proche d'un point choisi au hasard) et la distance entre cette plante et son voisin le plus proche est mesurée. Cette mesure donne une estimation de la densité.

Plusieurs variantes de la méthode sont discutées dans Mueller-Dombois et Ellenberg (1974) et testées dans Cottam et Curtis (1956). Cette méthode et ses variantes souffrent fortement des mêmes inconvénients que le PCQ (principalement du fait que les espèces végétales sahéliennes ne sont pas distribuées au hasard) et ne sont pas recommandées. Il vaut mieux ignorer cette méthode puisqu'actuellement elle sert relativement peu.

5.5 Point Quadrat (point centre quadrat ou PCQ)

La méthode du Point Centre Quadrat (PCQ) consiste à mesurer la distance d'un point choisi au hasard à l'arbre de l'espèce donnée le plus proche dans chacun des quatre quadrats autour du point. Ces mesures sont répétées un certain nombre de fois et la distance minimum moyenne sert à calculer la densité moyenne de cette espèce.

En dépit de conseils servant d'avertissement de la part de nombreuses autorités (par ex. Grieg-Smith 1964, Risser et Zedler 1968, Mueller-Dombois et Ellenberg 1974 et beaucoup d'autres), le PCQ a été largement utilisé par les écologues comme un moyen rapide pour estimer la densité, la fréquence relative et la composition floristique des ligneux.

La principale raison pour ne pas utiliser le PCQ est que la formule (annexe 2) employée pour calculer la densité moyenne est basée sur la distribution de Poisson. Si on doit respecter les hypothèses de la formule, les plantes devraient être distribuées au hasard avec une densité uniforme. Ceci n'est manifestement pas vrai dans la partie sableuse du Sahel où, par exemple, les ligneux sont fortement contractés dans le creux des interdunes et dans les micro-dépressions des pentes des dunes. Dans la partie II de ce document, le PCQ est examiné en détail.

Une variante du PCQ, appelée la méthode du "quart errant (wandering quarter)" de Catana (1963) est même plus sensible à la contraction de l'espèce échantillonnée et demande des facteurs de rectification qui, normalement, rendraient le PCQ préférable. La méthode même du PCQ est facile à utiliser, fournit des nombres qui donnent l'illusion d'être de véritables données et devrait être rigoureusement exclue du répertoire des écologues des pâturages au Sahel.

5.6 Parcelles

L'échantillonnage d'une parcelle implique l'évaluation du ou des paramètres d'intérêt pour chaque individu d'une espèce donnée dans une superficie donnée. Les parcelles sont généralement traitées comme si elles appartenaient à l'un des deux types:

5.6.1 Quadrats

En dépit de son nom, le quadrat peut avoir n'importe quelle forme. Il est communément circulaire, carré ou rectangulaire. Les quadrats circulaires réduisent le nombre de fois où il faut décider si un individu en bordure du quadrat devrait ou ne devrait pas être inclu dans l'échantillon (en incluant plus d'individus qu'ils ne devraient, la plupart des investigateurs tendent à biaiser les résultats). D'un seul point central, un cercle peut être dessiné à l'aide d'une corde ou d'un fil de fer de bonne longueur. Ceci peut s'avérer particulièrement commode, surtout dans les mesures des ligneux. Les quadrats circulaires et carrés ont tendance à ne pas échantillonner la variation de la végétation aussi bien que le quadrat rectangulaire. Donc, dans certains buts, les quadrats circulaires ou carrés sont moins utiles que les quadrats rectangulaires. Lorsque c'est le cas, ils auront tendance à montrer une variance inter-échantillon élevée et on aura besoin d'un très grand nombre de quadrats carrés ou circulaires pour réduire l'intervalle de confiance autour de la moyenne à une valeur suffisamment basse pour les exigences de l'unité de surveillance continue.

La taille du quadrat dépend (1) du but dans lequel les données sont récoltées et par conséquent la précision et l'exactitude demandées pour le résultat, (2) du temps et de la main-d'oeuvre disponibles, (3) de la nécessité de réduire, dans la mesure du possible, la variance entre les échantillons, (4) des caractéristiques de la végétation, particulièrement la variabilité inhérente aux paramètres d'intérêt et (5) de l'avantage de réduire les effets de bordure (Evidemment, plus la superficie est grande, plus l'influence des décisions sur l'inclusion ou l'exclusion d'individus sur la frontière devient proportionnellement petite). Il est donc impossible de recommander une taille

de quadrat réaliste, qui répond à tous les besoins et il n'est pas raisonnable de s'attendre à ce que toutes les données utilisées par une unité de surveillance écologique continue seront collectées dans des quadrats d'une seule taille.

Il est essentiel que des lignes directrices claires soient données aux observateurs pour leur permettre de déterminer si oui ou non une plante est à l'intérieur ou en dehors de l'unité d'échantillonnage. Ceci est normalement facilement déterminé pour les graminées annuelles à tige unique mais les ligneux à troncs multiples et certains dicotylédons de la strate herbacée peuvent poser des problèmes.

5.6.1.1 Estimations visuelles

Dans un quadrat, un observateur formé peut estimer le taux de recouvrement, la hauteur moyenne du gazon, la dominance numérique, la verdure, la biomasse et d'autres paramètres. Le couvert de la couronne ligneuse, souvent hors de portée de l'observateur, est normalement mieux estimé en enregistrant la présence ou l'absence du couvert au-dessus de points choisis dans le quadrat. Les estimations visuelles du couvert sont probablement inexactes bien que l'estimation visuelle s'améliore au fur et à mesure que les observateurs font du terrain (Smith 1944).

L'entraînement de terrain est facilement accompli. Pour l'observateur, la technique recommandée est de faire des estimations visuelles des paramètres à mesurer dans un quadrat, ensuite de couper, dénombrer, relever les indications du radiomètre ou toutes autres observations qui sont appropriées.

L'observateur devrait comparer les valeurs mesurées avec les valeurs estimées et essayer d'ajuster son échelle mentale en conséquence.

Un grand nombre d'échantillons utiles peuvent être prélevés dans quelques parcelles en étalonnant les estimations visuelles avec des mesures objectives. Pour qu'on puisse appliquer un facteur de rectification aux estimations faites dans des parcelles où des mesures plus détaillées n'ont pas été prises, on doit prendre, chaque jour où l'on collecte les données, suffisamment d'estimations associées. De préférence, l'étalonnage ne devrait pas être confondu avec l'entraînement et idéalement, bien que peu réaliste, on ne dira pas à l'observateur les vraies valeurs des paramètres aux emplacements de l'étalonnage.

Si deux observateurs ou plus sont disponibles pour faire des estimations visuelles, l'étalonnage peut être mené dans des quadrats partagés. Dans ces circonstances il est important que chaque observateur note ses estimations et de préférence qu'ils ne comparent pas leurs notes de sorte que les résultats à la station d'étalonnage ne soient pas influencés par l'opinion de la majorité ou celle d'une personnalité estimée ou énergique (ni la démocratie, l'autocratie, ni la gérontocratie ont une place dans le suivi écologique continu). Chaque observateur aura probablement ses propres tendances qui vont se développer quand il collecte tout seul des estimations visuelles que l'on peut corriger seulement si son opinion à la parcelle d'étalonnage n'était pas influencée par les autres.

5.6.1.2 Cartographie: cartésienne, analogue et numérique

Pour certains objectifs de suivi continu (mais non inventaire) il peut être opportun de cartographier les positions des plantes des petites parcelles d'échantillon. Le meilleur moyen de reporter sur une carte la position des ligneux est de subdiviser le quadrat ou transect en blocs maniables, utilisant

des piquets et des cordes et mesurant les coordonnées x et y des plantes du bloc. Pour des plantes très abondantes, telles que *Boscia senegalensis* dans certaines zones, cartographier tous les individus peut s'avérer être un travail trop intensif et le nombre d'individus dans les blocs ou peut-être les sous-blocs est probablement tout à fait adéquat pour les objectifs de l'étude. L'utilité de cette technique pour faire le suivi continu dépend en grande partie de l'exactitude avec laquelle les piquets et les cordes sont mis en place à chaque visite. Situées incorrectement, les marques conduiront à des ligneux localisés n'importe où sur la carte, problème difficilement résoluble dans l'analyse des résultats.

En général au Sahel, les plantes herbacées ne sont pas grandes et il est souvent possible de déposer un cadre de comptage (Mueller-Dombois et Ellenberg 1974:82) sur le quadrat. Dans certains habitats il peut s'avérer difficile d'abaisser le cadre à travers la végétation. Dans ce cas, on peut construire un appareil consistant en un cadre en bois rectangulaire formé de deux parties qui s'imbriquent, chacune d'elle porte de longues aiguilles en fer qui s'encastrent dans des trous percés dans l'autre moitié du cadre. Les aiguilles sont disposées de manière à ce que lorsque le cadre est assemblé, les aiguilles se croisent à angle droit et définissent des petits sous-carrés. On met en place les deux parties de ce cadre en les faisant glisser à partir des côtés opposés de la parcelle. Puisque les côtés du cadre vont passer à travers la végétation et courber dans le cadre les tiges des plantes enracinées en dehors, l'appareil est construit de telle sorte que le quadrat est défini non pas par le cadre mais par la première aiguille sur chaque côté.

S'il se trouve qu'une plante ligneuse est enracinée dans un quadrat où on avait l'intention d'échantillonner les paramètres des plantes herbacées alors tous ces conseils servent peu. Dans ce cas, il sera nécessaire de préparer la parcelle avec des perches ou des cordes. Un cadre avec trois côtés et une perche amovible ou un cadre en fer circulaire avec un arc manquant peut être utile mais, dans un tel cas, il n'y a pas vraiment de moyen satisfaisant d'en venir à bout - sauf en définissant la localisation des parcelles de façon à exclure les ligneux. Cela est probablement peu souhaitable puisque, après tout, le bétail pâture sous les ligneux.

Le pantographe mécanique (Ellison 1942) est une méthode de cartographie analogue qui est d'une faible utilité générale dans le suivi continu de la végétation au Sahel mais qui peut se montrer utile pour des buts spécifiques - tel le suivi continu du sol.

Mack et Pyke (1979) ont mis au point un enregistreur numérique de terrain qui dépend pour la saisie des données d'un émetteur sonique et de microphones directionnels et d'un ordinateur portatif pour enregistrer et analyser les signaux. Cet appareil peut servir à enregistrer la position des plantes distinctes dans une parcelle suffisamment petite pour que le signal sonique ne soit pas atténué par d'autres plantes. Apparemment, il n'a jamais été testé au Sahel.

5.6.2 Bandes d'interception

Une bande d'interception est en fait un quadrat rectangulaire long et mince. La variance entre les échantillons est réduite si la bande coupe

transversalement toute disposition en bandes de la végétation plutôt que d'être parallèle à une des bandes. Les dimensions du transect dépendent largement des considérations énumérées dans le paragraphe 5.6.1.

Dans une zone hétérogène telle que le Sahel où les ligneux sont souvent disposer en bouquets, les échantillons basés sur des quadrats carrés ou circulaires peuvent tombés dans un fourré dense ou dans espace ouvert et donc donner des résultats qui sont éloignés de la moyenne réelle pour la zone. L'écart type est par conséquent élevé et les limites de confiance bien éloignées ; en d'autres mots, la mesure n'est pas précise. En théorie au moins, la bande d'interception souffre moins du rassemblement des ligneux car elle tend à traverser plusieurs habitats qui diffèrent et, ainsi, engendre une moyenne composite dont l'écart type est souvent inférieur à celui des quadrats circulaires ou carrés.

5.7 Autres méthodes

Le choix d'une méthode est souvent influencé par les objectifs de l'étude et l'étendue des types de végétation dans lesquels la méthode va être appliquée. La variété à la fois des buts et des habitats signifie qu'aucune méthode peut être recommandée comme la plus appropriée pour soit l'inventaire, soit la surveillance continue de l'environnement.

A part les méthodes les plus communes énumérées précédemment, il existe un grand éventail d'autres méthodes parfois utilisées pour l'inventaire et le suivi continu de la végétation. Des comptes rendus utiles sont donnés dans Grieg-Smith (1964), Mueller-Dombois et Ellenberg (1974), Schemnitz (1980) et autres.

6 La conception de la station

La station même doit être conçue pour les besoins de l'unité et sa conception changera probablement au fur et à mesure que le projet progresse et apprend de la collecte des données précédentes. Néanmoins il est tout aussi bien d'essayer de commencer avec une bonne conception qui est elle-même statistiquement juste et qui peut être facilement adaptée. Etant donné qu'une seule conception ne peut pas répondre à tous les objectifs, il n'est pas possible de donner dans ce document davantage que les suggestions qui peuvent former la base d'une conception adaptée aux besoins spécifiques de l'unité.

6.1 Besoins contradictoires des statistiques et économie

Comme pour le problème de la localisation des stations, les exigences d'une justesse statistique tendent à entraîner un grand nombre d'échantillons distribués d'une manière relativement compliquée dans la station. La répétitivité, l'économie et la nécessité d'utiliser un système qui n'entraînera pas les travailleurs non supervisés sur le terrain à prendre des "raccourcis" et à tous militer pour un système simple avec peu d'échantillons.

Ce conflit ne peut pas être résolu d'une manière satisfaisante et les obligations d'un suivi écologique continu pratique voudront probablement dire que l'on sacrifie la pureté statistique. Alors que ceci est déconseillé, on sait qu'au Sahel le suivi écologique continu est effectué par des travailleurs en sueur, poussiéreux et éblouis sous le soleil chaud, qui ne pourront pas prendre un bain tant qu'ils sont sur le terrain. Il n'est pas étonnant que ces conditions n'inspirent pas un grand enthousiasme pour la pureté

statistique. Il est donc du devoir du statisticien de concevoir un système réaliste qui est aussi simple que possible à utiliser sur le terrain et, du point de vue statistique, raisonnablement juste. Trop d'insistance sur des résultats statistiquement justes conduira certainement à un travail de terrain bâclé et donc à des données fausses mais statistiquement impeccables.

6.2 Méthodes utilisées par le projet

Pour le suivi continu des espèces de la strate herbacée et l'étalonnage des images satellites NOAA AVHRR, le projet pilote d'inventaire et de surveillance continue des écosystèmes pastoraux sahéliens employait une méthode extrêmement simple et rapide conçue pour récolter des échantillons d'une superficie de sa zone test aussi étendue que possible.

La zone test est sillonnée d'un réseau de pare-feux utilisés principalement pour la communication. Ces pare-feux étaient employés comme base du système d'échantillonnage. Le projet a envoyé sur le terrain deux équipes indépendantes mais coopérantes, chacune d'elle avait à couvrir une partie différente de la zone. L'équipe s'arrêtait tous les dix kilomètres le long du pare-feu et choisissait un emplacement, à environ 100 mètres du pare-feu, dont l'état de développement de la végétation semblait représentatif des deux ou trois kilomètres précédents.

A chaque station, on utilisait environ 5 à 13 parcelles d'un mètre carré pour estimer les valeurs moyennes des différents paramètres de la strate herbacée de la station. Ces paramètres comprenaient l'identité des deux espèces dominantes (celles avec le taux de recouvrement le plus élevé), la

réflectivité dans certaines bandes du spectre électromagnétique, le pourcentage de recouvrement estimé visuellement et la hauteur moyenne du bouquet, son poids vert coupé et son poids sec. Les parcelles étaient localisées en sélectionnant des zones qui, selon le membre le plus expérimenté de chaque équipe, semblaient représentatives de la station.

Les espèces des ligneux étaient inventoriées dans trois études, deux le long de la crête des dunes. Cet habitat était choisi parce qu'il semble, d'après la littérature, que le taux de recouvrement d'une plante ligneuse change plus rapidement dans les zones dont le sol est très bien drainé telles que les crêtes des dunes et les pentes. Cette généralisation était certainement vraie à l'emplacement de l'autre étude, un bloc de 25 ha contenant des crêtes de dunes, des pentes et creux (GEMS 1986e), choisi parce que le même bloc avait été précédemment inventorié par d'autres chercheurs.

Les sites sur les crêtes de dune étaient longs d'environ 50 km, l'un orienté NE-SO et l'autre N-S. Les stations étaient localisées tous les 2 km le long de la crête. Chaque station consistait en un seul échantillon d'un hectare à l'intérieur duquel tous les ligneux étaient dénombrés, leur hauteur mesurée et leur santé jugée. Sur une dune les stations étaient en permanence marquées ; sur l'autre elles ne l'étaient pas. A ces stations, des données étaient aussi collectées par la méthode du PCQ.

Le site de 25 ha comprend un seul échantillon dont chaque individu de toutes les espèces ligneuses était dénombré et mesuré et dont la localisation de chaque individu de toutes les espèces, sauf la plus commune, était cartographiée.

6.2.1 Critique du système d'échantillonnage du projet

Le projet a récolté un grand nombre d'échantillons éparpillés plus ou moins au hasard dans toute la zone avec le principal but d'étalonner les images AVHRR des satellites NOAA. En raison de la dépendance du système d'échantillonnage sur le réseau des pare-feux, les échantillons étaient plus rapprochés dans la zone sableuse de l'ouest qu'ils ne l'étaient ailleurs (GEMS 1986d).

Cette distribution des points d'échantillonnage, étant non stratifiée, était quelque peu inefficace. Au cours de l'analyse on essaya de stratifier les échantillons par type de sol majeur mais cela a abouti à une couverture irrégulière des différentes sous-zones. Les échantillons étaient régulièrement espacés le long des pare-feux mais la distribution des stations était supposée être au hasard par rapport aux différents niveaux de la Différence Normalisée de l'Indice de Végétation Verte (Normalised Difference of Green Vegetation Index, NDVI) calculé d'après les données satellites. Etant donné qu'aucune mesure de la variabilité des échantillons au sol était utilisée pour étalonner les images (seulement la valeur médiane était utilisée), cette supposition est probablement sans grande importance. La procédure de sélection des emplacements pour les stations ne peut pas être considérée comme non biaisée puisqu'elle et les emplacements de l'échantillon mêmes étaient choisis pour représenter les conditions moyennes dans le voisinage. L'effet que ce biais avait sur les résultats n'est pas connu mais il est notoire que différents chercheurs obtiennent constamment des résultats différents de la biomasse moyenne de la zone (A. Gaston et J. Valenza comm. pers.). Une méthode plus objective pour le choix de l'emplacement serait souhaitable. Sauf dans les parties densément boisées de la zone, il aurait été préférable que les emplacements n'aient pas toujours été choisis près des

pare-feux car l'effet des pare-feux sur la végétation avoisinante n'est pas connu.

Vue la variabilité inhérente de la production de la biomasse à l'intérieur de la superficie d'une seule station, on aurait dû prélevé plus de 5 échantillons par station et le nombre aurait dû être standardisé pour toutes les stations et années pour permettre de comparer les emplacements.

Enfin, on aurait dû au moins prélever certains échantillons à des stations fixes d'année en année. Cela aurait rendu toutes les données, spécialement celles des espèces dominantes, beaucoup plus utiles.

Le travail sur les ligneux montrait que les changements annuels en nombres ne pouvaient pas être estimés d'après les résultats recueillis sur la dune sur laquelle il n'y avait pas d'emplacements fixes de l'échantillon. On aurait pu rencontrer des problèmes statistiques si les données avaient été analysées plus à fond car les stations étaient placées régulièrement, approximativement tous les deux kilomètres le long des crêtes de dunes. A part ceci, l'emplacement de chacune des stations était entièrement indépendant de celui de toute autre station.

6.3 Systèmes d'échantillonnage employés ailleurs

6.3.1 LAT-Ferlo: la méthode des "quatre arbres"

Un projet important (LAT-Ferlo) qui travaillait sur le même terrain d'étude a développé un système d'échantillonnage dont l'intention est de fournir des

informations sur l'influence des forages sur les pâturages et les ligneux (Boudet 1983). La zone était stratifiée par type de pâturage et tous les échantillons proches d'un forage étaient prélevés dans le même type de pâturage. Trois stations étaient placées sur un rayon qui partait du forage, la première entre 2 et 3 kilomètres des abreuvoirs, la deuxième à environ 5 km et la troisième à environ 9 km. Chaque station était délimitée par quatre arbres. Une corde était tendue autour des arbres pour former un quadrilatère irrégulier. Deux cordes supplémentaires marquaient les diagonales et ainsi le centre de la station. Deux cordes en plus passaient par le centre de la station, une parallèle avec le contour et l'autre courant le long de la ligne de plus forte pente.

Les cordes marquaient le périmètre et les diagonales étaient utilisées comme lignes d'interception, ou plutôt comme des bandes d'interception (20m * 2cm) très étroites, pour classer l'abondance de la croissance de la végétation (nulle, pauvre et bien développée). Pour la collecte de données sur la composition floristique et le taux de recouvrement, les deux dernières cordes délimitaient des transects étroits similaires. Les dernières cordes marquaient aussi deux côtés d'un carré d'une surface variable qui était coupée et pesée. La surface coupée dépendait de la biomasse ; la coupe continuait jusqu'à ce que 1,5 kg ait été recueilli et la surface coupée était ensuite mesurée. Cette surface variait généralement entre 10 et 25 m². Tous les ligneux de l'hectare circulaire centré sur les cordes croisées (c'est-à-dire tous ceux dans un rayon de 56,4m) étaient ensuite inventoriés.

6.3.2 Critique du système d'échantillonnage du LAT-Ferlo

L'avantage de cette méthode est que des parcelles fixes étaient utilisées et ainsi les résultats pouvaient être comparés d'une année sur l'autre. En stipulant que toutes les stations tombaient dans le même type de pâturage, on pouvait certainement assurer que les différences mesurables entre les stations étaient dues à la variabilité entre stations et non pas à la variabilité au "hasard" du paramètre qui était mesuré. Plus de stations à chaque distance aurait accru cette assurance.

Malheureusement, en délimitant la station par quatre arbres, chacun à un coin, et en délimitant les transects pour qu'ils se terminent à ces arbres, l'équipe LAT-Ferlo a biaisé ses résultats de trois manières principales.

Premièrement, au Ferlo la strate herbacée pousse visiblement mieux sous la couronne des ligneux. Cet effet est particulièrement marqué lors des années de production généralement pauvre, ce qui veut dire lors de la dernière décade. En commençant et en terminant chaque transect sous un arbre, les résultats étaient excessivement influencés par ces effets bénéfiques de la couronne des ligneux.

Deuxièmement, les lignes de transect qui partent du même centre sur-échantillonnent la zone près du point d'où elles rayonnent. Ainsi, l'arrangement des transects signifie que les espèces proches du centre de la parcelle sont sur-échantillonnées.

Troisièmement, le dénombrement des espèces ligneuses centrées sur les cordes croisées était inévitablement biaisé par la sélection de quatre grands arbres pour définir où les cordes se croisaient.

La méthode de la "ligne d'interception" qu'ils ont employé, en fait une mince bande d'interception, a souffert de deux défauts: tout d'abord, sa longueur et donc sa précision variait d'une manière inconnue d'une station à l'autre ; et deuxièmement, sa largeur était définie par la "largeur d'un pouce" de l'un des côtés de la ligne. Ceci crée deux problèmes - le plus évident provenant de la variabilité dans les pouces - et le second provenant des difficultés inévitables de choisir où se trouve exactement la limite d'une zone d'échantillon, le soi-disant "effet de bordure". Les parcelles minces et longues ont plus de bordure et ainsi plus de décisions qu'en ont les circulaires ou les carrées d'une superficie identique.

La technique de couper jusqu'à ce qu'un certain poids de biomasse herbacée est atteint veut dire que les erreurs venant du pesage d'échantillons très légers sont éliminées. Plus la biomasse est faible, plus la parcelle est grande de sorte que l'on obtient une mesure exacte de la biomasse à l'emplacement de l'échantillon. A première vue, cette technique semble acceptable.

Telle quelle, la technique est malheureusement imparfaite comme on peut le montrer par une seule "expérience pensée". Si par hasard les cordes délimitent une petite superficie de productivité élevée au milieu d'un désert, la coupe va s'arrêter avant que les bords de l'oasis soient atteints. Si d'un autre côté les cordes délimitent les bords d'une tache carrée de sol nu, entourée par une bonne croissance, la coupe sera concentrée sur la bordure de la superficie stérile et à nouveau une fausse idée de la production moyenne sera obtenue. En général, les zones de faible production sont suréchantillonnées et les zones de forte production causent l'arrêt de la coupe. En d'autres termes, en coupant un seul carré d'une taille variable, l'équipe du LAT-Ferlo n'a pas échantillonné la production moyenne de la station.

6.3.3 La variation de Boudet

En 1980, le système LAT-Ferlo pour la collecte de données sur la production de la strate herbacée a été modifié (Boudet 1983). Six bandes d'interception étaient disposées parallèlement à la corde placée le long du contour. Sur chaque bande 5 parcelles d'un mètre carré étaient disposées au hasard et la biomasse était mesurée en faisant une coupe dans chacune de ces parcelles. Cette méthode est moins sujette au biais que l'était la précédente et avec 30 échantillons par station, la biomasse moyenne pourrait être convenablement estimée. Le biais résiduel concerne l'utilisation de quatre grands arbres pour délimiter les stations.

6.3.4 La méthode "étoile Botswana"

Field (1977) et Field et Glatzle (1978) décrivent le modèle d'échantillonnage utilisé par une unité de surveillance et de suivi continu au Botswana dont les stations sont choisies par stratification et par utilisation de photographies aériennes et de cartes des pâturages. Chaque station consiste en un point central d'où trois lignes d'interception rayonnent. L'angle entre les lignes est de 120 degrés et l'une est alignée nord-sud dans des zones sans relief ou le long de la ligne de plus grande pente. Chaque ligne mesure 50 m de long. A l'extrémité de chaque ligne il y a deux parcelles de 10 * 20 m disposées de sorte que chaque parcelle ait un côté de 10 m contigu avec la ligne d'interception et que les deux parcelles partagent l'un des côtés de 20 m. Les parcelles s'étendent à la droite des lignes d'interception vers l'observateur leur faisant face du centre de l'"étoile".

Pour les mesures du taux de recouvrement, chaque ligne de 50 m est traitée comme deux lignes d'interception de 25 m. A des intervalles de 5 m sur chaque ligne d'interception se trouve une parcelle de 30 * 30 cm dont on fait la coupe pour les mesures de la production de la biomasse.

6.3.5 Critique du système d'échantillonnage de l'étoile Botswana

Dans ce cas, les lignes d'interception peuvent réellement être des lignes parce que, dans la région, les graminées pérennes poussent typiquement en touffe. Les graminées annuelles dispersées, avec leur tige unique, ne peuvent pas être inventoriées raisonnablement avec cette technique qui, dans la plupart des années donnerait systématiquement des résultats de 95 à 99 % de sol nu dans la région.

Les éléments combinés du système de l'étoile Botswana garantissent que les échantillons sont distribués régulièrement et qu'ils ne sont donc pas indépendants l'un de l'autre. Ceci crée des problèmes techniques avec l'analyse statistique des données. Une nouvelle fois, comme avec la méthode des quatre arbres, la disposition rayonnante des lignes d'échantillons mène à un sur-échantillonnage de l'habitat près du centre de l'étoile par rapport à ceux de ses limites extérieures.

Ce système a été sévèrement critiqué par Prince (1982), spécialement pour sa complexité et sa charge de travail substantielle qui entraîne les chercheurs de terrain à passer trop peu de temps à chaque station pour qu'il leur soit possible de collecter honnêtement des données. Malheureusement, pour remédier aux problèmes les suggestions de Prince, bien que statistiquement

irréprochables, sembleraient impliquer une complexité encore plus grande et davantage de travail.

6.4 Proposition d'un système pour étalonner les images NOAA au Sahel

Au Sahel, étant donné que l'économie de la zone est largement pastorale, la plupart des projets de surveillance écologique continue sont principalement concernés par l'écosystème pastoral. Un outil extrêmement utile pour faire le suivi continu de la production primaire pastorale est le Radiomètre Avancé à très haut Pouvoir de Résolution (Advanced very high resolution radiometer: AVHRR) embarqué à bord des satellites de l'Administration Nationale Océanique et Atmosphérique (National Oceanographic and Atmospheric Administration: NOAA). Les données de cet instrument peuvent servir à tirer plusieurs indices qui peuvent être liés à la croissance des plantes. Un indice d'un intérêt particulier est la différence normalisée de l'indice de végétation verte (Normalized Difference Vegetation index, NDVI) (voir GEMS 1986d et section 7.2.5.4.3).

Le système présenté ici est élaboré spécifiquement pour les essais initiaux d'étalonnage du NDVI de sorte que l'indice puisse être utilisé directement comme une mesure de la biomasse sur pied à la fin de la saison des pluies. On est donc concerné par la mesure de la production de la strate herbacée dans une courte période à la fin de la saison de croissance. On suppose que l'unité a seulement accès à deux véhicules et quatre travailleurs de terrain mais si davantage de véhicules et de travailleurs sont disponibles, la densité de l'échantillonnage peut être accrue en conséquence ou bien plus de données peuvent être échantillonnées.

Dans ce but, les stations de suivi continu de la végétation herbacée peuvent être concentrées dans les zones de plus grande importance pour l'économie pastorale. Dans la plus grande partie du Sahel c'est la zone sableuse et, dans le modèle initial, la totalité de la zone sableuse était considérée suffisamment homogène pour être traitée comme une seule strate. L'expérience montrera dans quelle mesure ceci est justifié. Tout l'effort d'échantillonnage est concentré dans cette zone de sorte que, au mieux, le NDVI sera seulement étalonné correctement pour la zone sableuse. Toute force de travail additionnelle devrait probablement échantillonner dans la zone gravillonneuse plutôt que d'être employée pour étendre le réseau d'échantillonnage dans la zone sableuse.

Au Sahel, la pluviosité et par conséquent la productivité diminue du sud au nord (voir GEMS 1986b pour une description de la pluviosité au Ferlo, par exemple). Donc, pour échantillonner un large éventail de la production, l'effort d'échantillonnage devrait normalement être aligné nord-sud. Avec deux équipes, ceci implique deux lignes approximativement parallèles - qui pour des raisons d'accessibilité ne seront probablement pas exactement rectilignes. Chaque ligne contient cinq transects qui sont orientés est-ouest pour réduire la variabilité interne des transects. Les transects sont à peu près également espacés (Figure 3) mais sont soigneusement disposés de sorte que leurs parcelles ne tombent pas dans des zones extrêmement dégradées, telles que le voisinage d'un forage.

Comme nous le verrons, l'espacement régulier des transects n'implique pas que les emplacements de l'échantillon soient interdépendants.

Figure 3: Arrangement schématique de cinq transects sur chacune des deux lignes

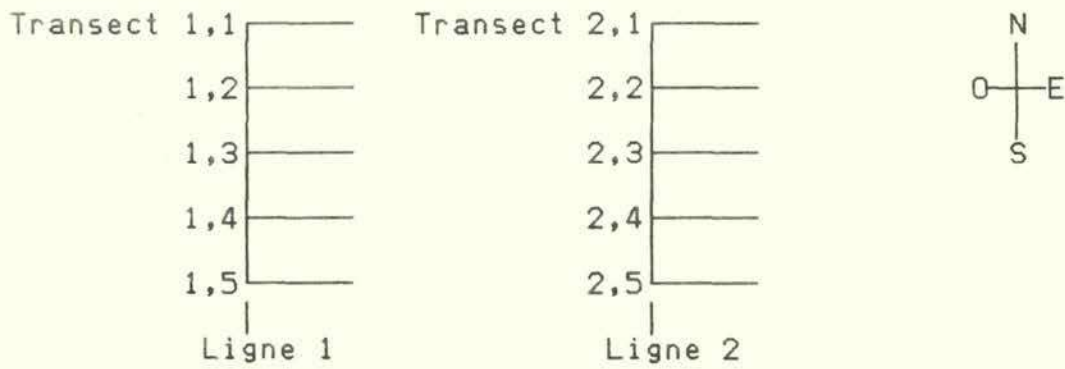
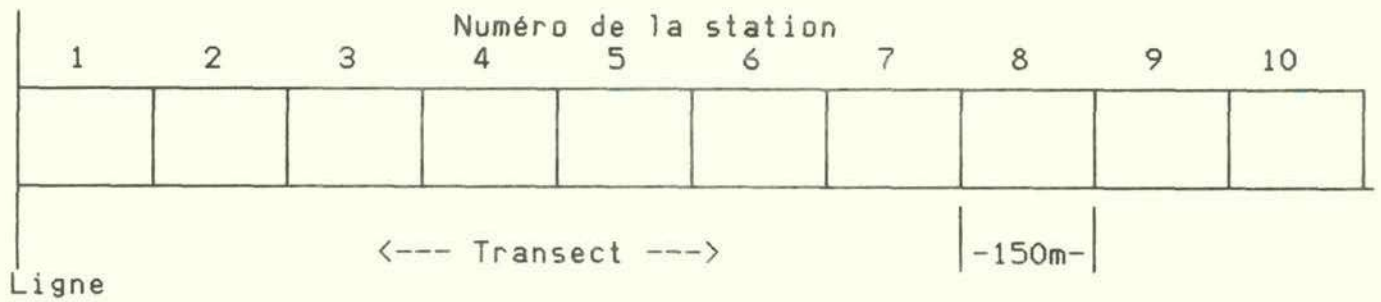


Figure 4: Arrangement schématique des stations sur les transects

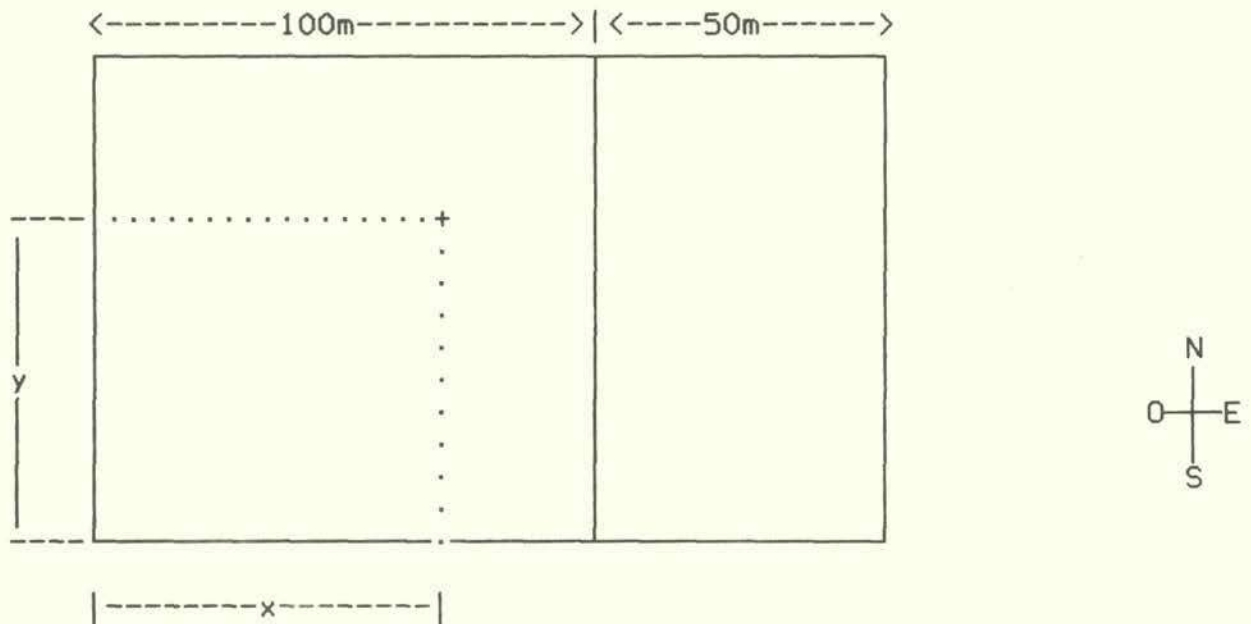


Chaque transect mesure 1500m (1,5km) de long et est composé de 10 stations (Figure 4), chacune de 100m * 150m (Figure 5). Au bureau, on utilise une table des chiffres au hasard pour sélectionner, pour chaque station, l'emplacement où l'on va profondément enfoncer un tube en acier. Ce tube doit être nettement visible et, s'il est placé à l'intérieur d'un buisson, on doit prendre des mesures qui permettront, en des occasions ultérieures, de le retrouver.

Chaque tube en acier marque le coin d'une petite série d'emplacements de l'échantillon. Le nombre d'emplacements dépend des besoins de l'unité de surveillance continue et de la variabilité des paramètres à mesurer, comme nous l'avons expliqué dans le paragraphe 2.2.1.3, mais le nombre ne devrait probablement pas être inférieur à 8. Chaque emplacement devrait couvrir au moins un mètre carré et la parcelle devrait préférablement être circulaire. Du fil de fer renforcé solide peut être utilisé pour fabriquer des cadres circulaires adéquats.

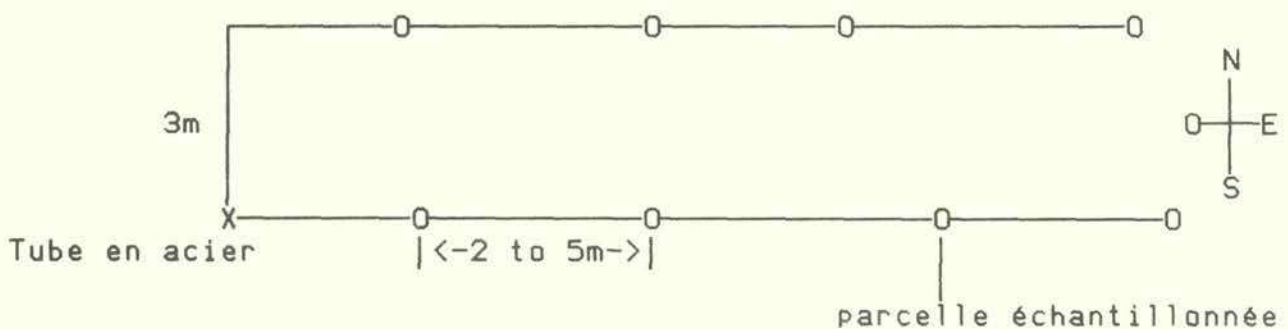
Les emplacements sont disposés en deux lignes parallèles suffisamment éloignées de sorte que chaque travailleur puisse collecter des données n'étant pas gêné par les mouvements de l'autre. Les deux lignes sont suffisamment proches pour un échange de vues et de jugements lorsque c'est nécessaire. Les parcelles sont espacées pour que leurs points les plus proches soient séparés d'au moins 2m et au plus 5m, l'emplacement sur chacune des deux lignes étant différent et prédéterminé au bureau d'après une table des chiffres au hasard (Figure 6). La mise en place sur le terrain des parcelles circulaires en fil de fer est rendue plus facile si chaque travailleur possède un corde nouée en des points appropriés et suffisamment longue pour montrer la localisation de tous les emplacements de sa ligne d'échantillon.

Figure 5: Localisation d'un tube en acier à l'intérieur d'une station



A chaque station les distances x et y sont tirées d'une table des chiffres au hasard de telle manière que x and y soient inférieures à 100. Un intervalle de 50m sépare les stations de sorte que si x est proche de 100 les emplacements de l'échantillon ne débordent pas sur la station voisine.

Figure 6: Arrangement schématique des parcelles à chaque station



Un jeu complet de cartes schématiques des lignes d'échantillonnage, transects et parcelles devrait être gardé au bureau et, avant de partir en mission sur le terrain, des copies devraient être données à chaque membre des équipes. Cette carte devrait montrer les mesures exactes des distances de sorte que si les points de repère sont déracinés, leur localisation peut être déterminée et un poteau de remplacement installé.

Ce système permet de retrouver rapidement les emplacements de l'échantillon, accorde plus de temps pour échantillonner, réduit le temps de conduite entre les stations et il est statistiquement sensé. Seulement dix emplacements sur l'image AVHRR sont échantillonnés mais ces emplacements sont disposés de manière à couper à travers d'aussi nombreuses classes de biomasse que possible avec l'intention d'utiliser le profil ainsi développé pour étalonner les images en faisant la régression de la biomasse coupée contre l'indice NDV.

6.4.1 Utilisation du système dans le suivi continu saisonnier des plantes herbacées

Avec des modifications mineures, le système peut être employé pour mettre en place les parcelles pour le suivi continu des plantes herbacées durant l'année, gardant en tête que tout échantillonnage destructif peut être fait seulement une fois par an par parcelle d'échantillon.

6.4.2 Utilisation du système pour l'inventaire des ligneux

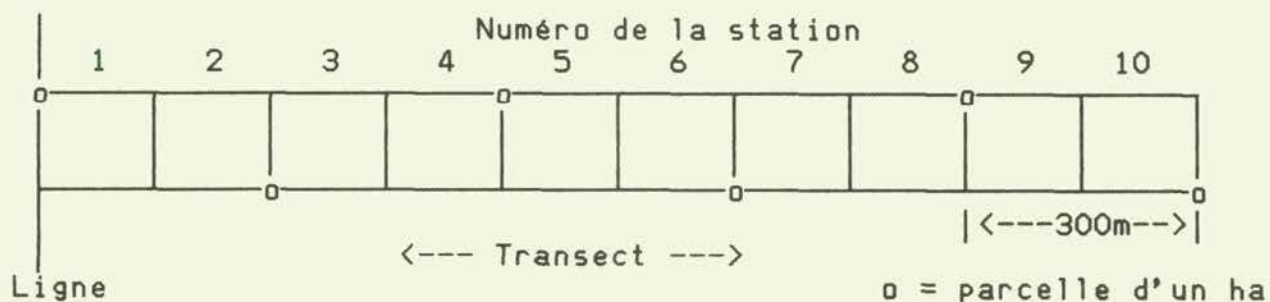
La pression dans le temps pour faire le suivi continu des ligneux étant moindre, ce système est probablement excessivement restreint pour la plupart des besoins, vu qu'au Sahel une équipe de trois personnes peut en un jour inventorier les ligneux d'environ 6 hectares.

Pour des raisons d'efficacité et d'économie, les stations du système exposé ci-dessus, identifiées avec des points de repère permanents, peuvent faire partie du réseau qui sert pour les suivis continus annuels des changements dans le couvert des ligneux. La connaissance de la croissance ligneuse dans le voisinage des emplacements de l'échantillon de la strate herbacée a aussi probablement un intérêt.

Si on n'a pas l'intention d'utiliser les échantillons pour faire des généralisations concernant les alentours de la végétation ligneuse, les parcelles peuvent être régulièrement espacées le long des transects. Une distribution possible est montrée dans la Figure 7. En localisant au hasard le centre des parcelles dans des limites (d'une manière prédéterminée et enregistrée qui reste identique d'année en année) autour de ces points, les problèmes statistiques associés à l'espacement régulier sont réduits et les échantillons peuvent être traités comme étant représentatifs de tout le transect.

Avec le système minimal exposé ci-dessus et avec 6 placeaux sur chaque transect, il y a 60 placeaux dans la zone. Il peut s'avérer nécessaire de marquer le centre de chaque parcelle circulaire avec un tube en acier ou bien un autre point de repère permanent.

Figure 7: Disposition des parcelles pour faire le suivi continu des ligneux le long des transects utilisés pour l'échantillonnage de la strate herbacée



Cet arrangement donne 6 hectares par transect qui, dans la plupart des habitats sahéliens, peuvent être inventoriés par une seule équipe en un seul jour.

7 Paramètres à échantillonner

Cette section du document contient des suggestions sur le choix des paramètres qui peuvent utilement être surveillés dans un projet type de suivi continu pastoral au Sahel. Les nécessités d'un inventaire ne sont pas spécifiquement adressées. Dans un document général, il n'est pas possible de donner des lignes directrices fermes pour les paramètres qui devraient être collectés ou le détail requis de tout programme déterminé car l'adéquation des données dépend des objectifs de l'unité.

La tâche la plus urgente de nombreuses unités de suivi continu est de servir de système précoce d'alarme de la dégradation de l'environnement (l'anglais "monitoring" signifie suivi continu et "monitor" vient du latin "monere", "avertir"). Certains des paramètres considérés ici sont donc conçus pour être des indices de la dégradation facilement détectés sur le terrain. Les paramètres souvent surveillés dans les zones agricoles ou industrielles dans le but de détecter ou de mesurer la pollution (par ex. Bernes et al 1986) ne sont pas présentés ici.

7.1 Sols

Ce document s'intéresse surtout à l'échantillonnage de la végétation mais il est souvent utile de suivre l'état et la tendance des sols en même temps que la végétation. Les sols sont souvent négligés, particulièrement par les écologues orientés vers la zoologie, alors qu'ils sont d'une importance fondamentale pour l'écologie des pâturages et ne doivent pas être ignorés par une unité souhaitant évaluer leur condition. En partie, ceci est dû à la

complexité décourageante d'une évaluation complète de la dégradation du sol (voir par exemple FAO/UNEP/UNESCO 1979). Cependant, l'écologue le plus disposé vers la zoologie aura remarqué qu'il est difficile de marcher dans le sable profond et meuble, rempli de bardanes et noir de bouses sèches réduites en poudre, qui entoure chaque forage sur plusieurs dizaines ou mêmes centaines de mètres pendant la saison sèche. Suivant le troupeau en brousse, il aura vu les vastes superficies de sol dur, stérile et aura trouvé que ces taches consistent en une croûte de sable fin compacté recouvrant une couche profonde de particules granulaires de quartz. Des voiles de poussière atmosphérique transformant le ciel en un bol blanc éclatant ou jaune pâle pendant des semaines entières et des serpents de sable soufflant courant à toute allure qui se se lovent à travers le paysage, s'imposent à l'attention de tout observateur. Au moins une partie de l'évidence la dégradation du sol n'est pas difficile à voir.

7.1.1 Indices de la dégradation du sol

Pour la plupart des unités faisant le suivi continu de l'écologie d'un écosystème pastoral, les aspects les plus détaillés de l'évaluation du sol sont en grande partie superflus et des mesures approximatives, même qualitatives, sont adéquates. Le gestionnaire des pâturages a besoin de mesures pratiques qui sont simples et qui peuvent être facilement collectées. Une liste de mesures de cette sorte est donnée en annexe du rapport FAO/UNEP/UNESCO (1979) mais de nombreux indices sur la liste sont d'une utilisation limitée au Sahel. Une liste adaptée est donnée en annexe 3 de ce rapport.

7.2 Plantes

Les descriptions de la végétation sont probablement l'information la plus importante obtenue des inventaires des pâturages. En réponse à l'utilisation par les humains ou leur bétail, la condition de la végétation tend à changer rapidement alors que la condition du bétail même change plus lentement, souvent après que son environnement ait été sérieusement dégradé.

L'expérience dans les pâturages des Etats-Unis a montré que les équipes d'inventaire et de suivi continu ont tendance à mesurer sans discrimination chaque attribut de la végétation (Smith 1984), la plupart des données résultantes restant non analysées, inutilisées et donc inutiles. Les objectifs de l'unité de suivi écologique continu, limités par le temps et la main-d'oeuvre, l'obligent à choisir parmi le vaste éventail de données qui pourrait être utilement collecté pour le suivi écologique continu, qui comprend:

7.2.1 Composition floristique

La composition floristique est tirée des mesures de fréquence relative, de densité relative ou du taux de recouvrement relatif. En général, ces trois mesures ne donnent pas les mêmes résultats et par conséquent, la méthode employée pour trouver la composition floristique doit être décrite explicitement. La mesure la plus fréquente est probablement la densité mais le taux de recouvrement a normalement une importance écologique plus grande.

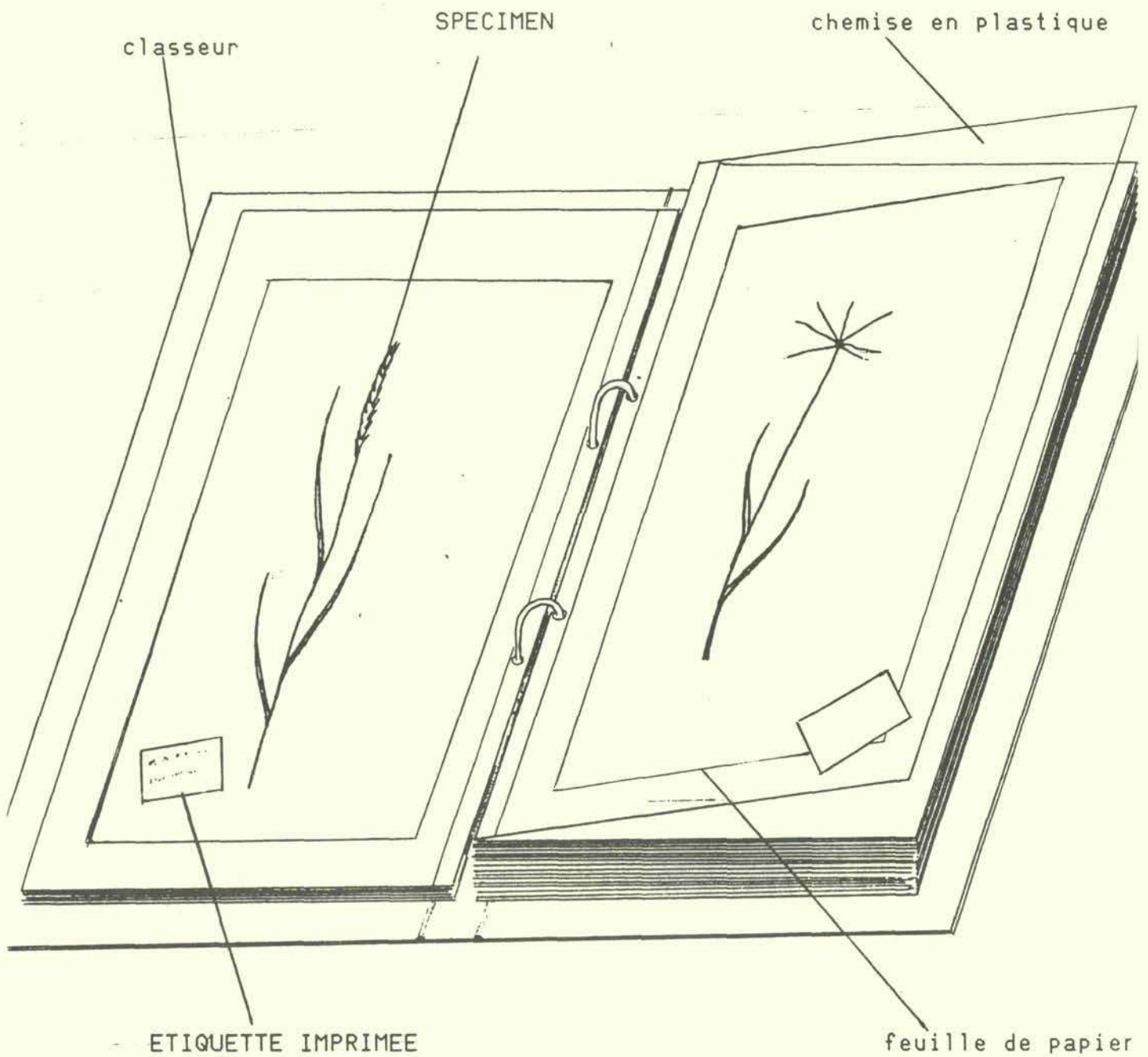
La précision de l'identification des espèces est améliorée en donnant à chaque observateur un manuel contenant des photographies en couleur ou des dessins de plantes de grandeur nature ou des parties de plantes de toutes les espèces qu'il ou elle va probablement rencontrer. Pour les ligneux, on peut se référer par exemple à Weber et al (1977). Un guide de terrain alternatif et très utile pour le Sahel, spécialement pour les graminées, est composé d'un classeur, disponible dans le commerce, à feuilles volantes contenant des pochettes en plastique s'ouvrant par le haut. Des feuilles blanches de papier absorbant sont insérées dans les pochettes pour donner un fond à une ou plusieurs plantes qui sont glissées dans les pochettes des deux côtés du papier. Une étiquette tapée ou écrite en majuscule est incluse avec chaque spécimen (Figure 8). A condition qu'il soit gardé dans un endroit sec et frais, cet herbier peut être complété lors d'une saison de croissance et peut servir sur le terrain en des occasions ultérieures. Avant chaque saison de terrain, chaque herbier devrait être vérifié par l'écologue responsable du suivi de la végétation.

7.2.2 Fréquence des plantes

La fréquence, qui dépend seulement de la présence ou de l'absence d'une espèce dans un échantillon, est une mesure quantitative qui est plus rapidement faite que les estimations de la densité ou du taux de recouvrement, particulièrement dans les habitats pauvres en espèces.

Les valeurs répétées de fréquence pourraient indiquer l'invasion de quelques espèces et la disparition d'autres. La fréquence peut donc être une mesure utile dans un programme de suivi continu. La fréquence est généralement une

Figure 8: Classeur avec des chemises en plastique
utilisé comme un herbier de terrain



mesure moins utile pour les inventaires, en partie parce que, en elle-même, elle ne veut pas dire grand chose, et même la fréquence relative d'espèces variées est seulement utile dans le cas peu probable où les différentes espèces ont une forme de croissance et une distribution similaires.

On devrait souligner que la comparaison de la fréquence entre habitats ou avec d'autres études dans la littérature est seulement possible si la taille et la forme des parcelles de l'échantillon sont identiques. Même dans ces conditions la fréquence pourrait donner des résultats trompeurs si la distribution des espèces change d'un emplacement à l'autre ou entre les dates. La fréquence déterminée par des méthodes sans parcelles - telles que le PCQ - est une mesure hybride de la densité relative et de la dispersion des espèces. Par exemple, la "fréquence" atteinte par le PCQ, est la réponse à la question implicite "Quelle est la probabilité que la plante la plus proche d'un point choisi au hasard dans cet habitat appartienne à l'espèce x ?". Il est difficile d'imaginer l'utilité écologique d'une telle mesure, sauf que la "composition floristique" tirée des mesures du PCQ se conformerait à l'avis subjectif de l'observateur puisque ses impressions de la composition floristique dépendront justement d'une telle probabilité. Etant donné que les impressions subjectives sont plus rapidement récoltées que le sont les mesures du PCQ, il est peu probable que cela rende la mesure utile pour choisir les zones à désigner comme aires de récréation d'un intérêt particulier ou pour organiser, dans le guide d'un parc, les articles descriptifs.

En général, la fréquence avec laquelle une espèce est observée dans les échantillons est fortement influencée non seulement par la densité et le taux de recouvrement des espèces mais spécialement par la distribution des individus typiques de l'espèce. Au Sahel, où les individus de la plupart des

espèces végétales poussent généralement en touffe, l'influence de la distribution sur la fréquence est particulièrement nette.

Dans une distribution au hasard, la présence d'un individu n'influence pas la probabilité de trouver un autre individu dans les environs. Où les individus sont distribués au hasard, on pourrait théoriquement obtenir la densité à partir de la fréquence. Au Sahel, les distributions au hasard des espèces végétales sont rares (voire inconnues) et il est peu probable qu'une relation étroite existe entre la fréquence et la densité de ces espèces.

Le taux de recouvrement ne peut jamais être inféré de la fréquence sauf dans le cas particulier des points-échantillon, où la parcelle est réduite à un point et la fréquence donne théoriquement une mesure non biaisée du couvert. Cependant, vu que l'aiguille est idéalement sans dimension, son diamètre, relatif à la dimension type des individus qui sont mesurés, affecte l'estimation du couvert. Si l'aiguille n'est pas pointue il est nécessaire de corriger son diamètre si l'estimation du taux de recouvrement doit être exacte (Warren-Wilson 1963).

La taille la plus utile d'une parcelle pour les mesures de la fréquence est celle pour laquelle l'espèce la plus fréquente (et qui nous intéresse) n'atteint pas tout à fait 100%. Manifestement, ceci peut être déterminé seulement après une expérience de terrain considérable et, vue la variabilité dans la distribution et la densité de certaines espèces, peut-être seulement après plusieurs années de terrain. Par conséquent, les premières mesures de fréquence ne pourraient pas beaucoup servir pour la comparaison avec des résultats plus récents. Il serait prudent de commencer les mesures de la fréquence avec une parcelle en "série géométrique" dans laquelle une très

grande parcelle carrée est divisée en deux et l'une des moitiés est elle-même divisée en deux. La taille de la demi-parcelle est déterminée par les essais initiaux sur le terrain pour remplir la condition requise dans la première phrase de ce paragraphe.

7.2.3 Nombre de plantes et densité

La mesure la plus intuitivement évidente d'une population quelconque est probablement son nombre. Le moyen naturel d'établir un rapport entre un nombre et sa superficie est de calculer sa densité qui est par conséquent une mesure qui est facilement comprise. Ceci est un attribut important et utile pour la transmission des idées et de l'information. L'avantage supplémentaire de la densité est que les mesures collectées par différentes méthodes peuvent habituellement être directement comparées.

Malgré les attraits de cette mesure, elle a des désavantages. Premièrement, la densité est habituellement de moindre importance écologique que l'est le taux de recouvrement (Daubenmire 1968) ; savoir qu'une plante est présente par centaines par hectare n'est généralement pas aussi utile que savoir que ces centaines recouvrent peut-être seulement quelques centimètres carrés.

Deuxièmement, la collecte des estimations de la densité habituellement coûte cher en temps. Troisièmement, dans l'inventaire des parcours il pourrait s'avérer nécessaire de prélever un très grand nombre d'échantillons pour obtenir une précision adéquate pour un test statistique - qui pourrait ensuite se révéler être incapable de détecter ces différences de densité qui sont si évidentes pour l'observateur sur le terrain (Gysel et Lyon 1980).

Ainsi, bien qu'intuitivement facile à comprendre, la densité ne s'est pas montrée particulièrement utile pour l'inventaire ou le suivi continu des parcours (Risser 1984) sauf pour déterminer la composition floristique d'une zone (voir section 7.2.1). Il est tellement plus facile de collecter la fréquence que la densité qu'il est peut-être préférable de collecter la fréquence dans un programme de suivi continu, bien que ceci dépendra du but de l'inventaire ou du suivi continu étant donné que l'information transmise n'est pas la même. D'un autre côté, la densité pourrait être obtenue comme un sous-produit de certaines mesures, comme c'est le cas avec le taux de recouvrement par les bases, ou la hauteur, pour lesquelles chaque individu dans une parcelle ou un transect devrait être mesuré.

7.2.4 Taux de recouvrement et taux de recouvrement supérieur

Pour tout programme de suivi écologique continu, le taux de recouvrement sera en tête de liste des priorités. Il est probablement le meilleur paramètre de la végétation pour mesurer l'impact sur les pâturages des changements naturels ou provoqués par l'homme.

Le taux de recouvrement, comme la densité, est une mesure intuitivement facile à saisir et qui a l'avantage d'être généralement une mesure écologique utile car (1) elle donne des informations sur la structure de la végétation, (2) elle est d'importance écologique directe pour les sols, les autres plantes, le bétail et les populations humaines, (3) le taux de recouvrement peut être très sensible au changement écologique et (4) on peut mesurer le taux de recouvrement de la plupart des plantes sahéliennes. Étant donné que le taux de recouvrement est extrêmement variable d'une saison à l'autre, pour détecter une tendance dans les parcours on devrait seulement comparer des échantillons collectés à la même période de l'année, c'est-à-dire dans la même saison.

Malheureusement, le taux de recouvrement est généralement ennuyeux à mesurer objectivement et on se sert souvent des estimations visuelles. Il peut être utile de préparer des carrés en carton de 1%, 2%, 5%, 10% et 20% de la superficie de la parcelle pour aider à estimer visuellement le taux de recouvrement des plantes herbacées .

La précision inter-observateurs sera probablement faible et dans tout échantillonnage répété, si possible, le même observateur devrait évaluer les mêmes parcelles. Si les différents observateurs font des estimations indépendantes du même jeu de parcelles avant de commencer l'échantillonnage et lorsque c'est possible de temps à autre pendant l'échantillonnage, alors on peut utiliser la corrélation inter-observateurs pour standardiser leurs estimations visuelles.

Il est probablement peu pratique et peu important de mesurer le taux de recouvrement au centième près. Dans ce cas, les classes de recouvrement pourraient être utilisées ; l'avantage d'une précision accrue doit être pesé contre la perte de l'exactitude. Pour la plupart des études, les six classes de Daubenmire (1958) (0-5%, 5-25%, 25-50%, 50-75%, 75-95% et 95-100%) pourraient être adoptées.

Dans les zones qui sont enchevêtrées par des couronnes, il est important d'employer des méthodes qui mesureront correctement soit le taux de recouvrement, soit le taux de recouvrement par les couronnes, suivant la demande.

7.2.5 Le taux de recouvrement par les bases

Le taux de recouvrement par les bases des espèces graminéennes sahéliennes est rarement supérieur à 3-4% et il est probablement difficile de trouver une technique suffisamment judicieuse qui puisse mesurer même les changements relativement importants. Cependant la mesure a une importance écologique considérable étant donné que, dans une région, le taux de recouvrement par les bases des plantes va probablement être inversement proportionnel à la susceptibilité de la région à l'érosion du sol.

Le taux de recouvrement par les bases des espèces ligneuses est un paramètre utile dans les inventaires pour la comparaison des régions. Cependant, il peut s'avérer difficile de mesurer le recouvrement par les bases des espèces à plusieurs troncs et pour ces espèces il sera probablement utile de calculer la surface de base moyenne du tronc pour les individus d'une hauteur donnée. Si une relation évidente est trouvée, le nombre des troncs et la hauteur des individus peuvent être utilisés pour estimer le taux de recouvrement par les bases de cette espèce. On peut trouver que le taux de recouvrement par les bases des ligneux change de manière significative entre les études séparées de quelques années. Quoique moins intuitivement évidente que le taux de recouvrement, cette statistique peut donc être utile dans l'éducation de groupes cible sur l'environnement changeant du Sahel.

Alors que dans les forêts et les régions boisées tempérées le taux de recouvrement par les "bases" de ligneux est souvent mesuré à hauteur de poitrine ou à 1,4 mètre, ou bien à d'autres distances spécifiées d'un mètre ou plus du sol, en certaines parties du Sahel ce critère signifierait que la plupart de la biomasse ligneuse ne serait pas mesurée puisque de nombreux

ligneux n'atteignent pas cette hauteur. En effet, au Sahel, le recouvrement par les bases est souvent mesuré à une hauteur de 10 à 20 cm au-dessus du sol. Que ce critère soit ou ne soit pas adopté, dans tous les rapports concernant le paramètre on doit mentionner la hauteur standard à laquelle le recouvrement par les bases est mesuré.

7.2.6 Biomasse

Normalement, la biomasse ou poids n'est pas intéressante en elle-même mais elle est importante pour le bétail ou comme un indicateur de la condition du pâturage. La biomasse ne devrait certainement pas être la seule base pour déterminer la capacité de charge ou charge réelle bien qu'en pratique c'est souvent le cas. La biomasse est mesurée par quatre principaux groupes de méthodes:

7.2.6.1 Estimations visuelles

Appelées estimations "oculaires" par les gestionnaires américains des pâturages, l'estimation visuelle de la biomasse dépend, au plus simple, de l'observateur qui estime le poids d'un individu végétal ou le poids du gazon par unité de surface. Pour certaines applications, un échantillon (avec des ligneux, l'échantillon est habituellement une petite branche) est coupé et pesé et ensuite, l'observateur estime le nombre de tels échantillons (petites branches) sur la plante.

Les estimations visuelles de la biomasse tendent à être 5 à 10 fois plus rapide que la méthode qui consiste à couper et peser.

La méthode de l'estimation visuelle et ses variantes sont discutées en détail dans la section 5.6.1.1. Lorsqu'ils estiment la biomasse, les observateurs experts ont tendance à biaiser leur résultat vers la connaissance qu'ils ont de la production normale de l'habitat sous les conditions actuelles.

C'est-à-dire qu'ils ont tendance à surestimer les poids quand la biomasse est exceptionnellement basse et à les sous-estimer dans les années de production exceptionnellement bonne. Ce biais peut être corrigé par la technique du double échantillonnage et de la régression, comme nous l'avons vu en 5.6.1.1.

7.2.6.2 Corrélations

Les estimations de la biomasse peuvent être obtenues par la connaissance de l'équation de l'axe majeur (Sokal et Rohlf 1969:526) des corrélations entre la biomasse et d'autres paramètres de l'espèce concernée. On a montré que la biomasse est corrélée (pour une espèce, un habitat et une année donnée) avec le taux de recouvrement par les couronnes (Payne 1974), la hauteur moyenne du bouquet (Heady 1957), le produit du taux de recouvrement et de la hauteur (GEMS 1986d) et la densité des espèces (Laycock 1965).

7.2.6.3 Couper et peser

Conceptuellement, la plus simple de toutes les méthodes pour mesurer la biomasse, faire la coupe d'une parcelle et peser la coupe, est aussi ennuyeuse et coûte cher en temps et en argent. Pour des raisons évidentes, la coupe est connue comme une mesure destructrice, et seulement dans des buts spécifiques est exécutée plus d'une fois dans l'année sur la même parcelle. La mesure destructrice de la strate ligneuse est particulièrement difficile et coûteuse et de plus, souvent indésirable politiquement et écologiquement.

En conséquence à la fois des coûts financiers et en main-d'oeuvre de la méthode, l'équipe de suivi écologique continu ne pourra probablement pas échantillonner suffisamment de parcelles, du moins pour certaines strates, pour obtenir une estimation de la biomasse représentative ou statistiquement correcte de la strate.

Dans la littérature, les hauteurs auxquelles est coupé le gazon diffèrent d'une étude à l'autre. Pour les graminées courtes, tout chaume laissé au-dessus du niveau du sol représentera une proportion significative de la biomasse au-dessus du sol. Dans les années de faible production, les graminées pourraient même ne pas atteindre la hauteur définie comme critère et des relevés de biomasse nulle seront ensuite attribués pour les zones qui même si elles sont clairessemées sont loin d'être dénudées. Il est donc recommandé de couper les graminées sahéliennes au niveau du sol.

Les tondeurs électriques pour les moutons, alimentés par une batterie de voiture de 12 volts et reliés à un aspirateur, peuvent accélérer le travail et minimiser les erreurs causées par une coupe inégale (Risser 1984). Si les mesures de la biomasse d'espèces distinctes sont requises, cette technique n'est probablement pas utile étant donné que les espèces vont se mélanger lorsqu'on les coupe.

La coupe et la pesée doivent certainement sous-estimer la production primaire à moins que l'on prenne en considération la quantité broûtée. Sans essayer d'ajuster les différentes quantités broûtées en différentes saisons et sans tenir compte des pâturages sérieusement surpâturés, on peut penser qu'au Sahel, où la saison de croissance dure deux ou trois mois, quelque chose entre un sixième et un quart de la quantité annuelle broûtée disparaît avant que la

coupe de fin de saison ait lieu. Si le but de l'unité est d'estimer le fourrage en saison sèche, ceci est négligeable, mais pour toutes autres applications, la quantité broûtée de la saison de croissance doit être prise en considération.

7.2.6.4 Méthodes indirectes

Trois méthodes indirectes pour estimer la biomasse verte de la strate herbacée peuvent être utiles. Ce sont:

7.2.6.4.1 Atténuation des particules Beta (Teare et al 1966)

La méthode dépend du degré auquel l'humidité dans la végétation absorbe les électrons rapides (particules Beta) émis d'une source radioactive. Plus la végétation est verte (qui contient de l'eau dans le cytoplasme) entre un émetteur et un récepteur, moins les électrons arrivent au récepteur. Si l'émetteur et le récepteur sont gardés à une distance fixe et abaissés dans la végétation, la décroissance du taux auquel les électrons arrivent au récepteur est proportionnelle à la quantité d'humidité et par conséquent à la végétation entre l'émetteur et le récepteur. Théoriquement, la biomasse d'un gazon homogène peut donc être estimée une fois que l'instrument a été étalonné pour les espèces concernées.

Cet instrument est peu utile dans les pâturages sahéliens où l'humidité contenue dans les graminées peut varier d'un jour à l'autre, d'une heure à l'autre et de place en place, suivant la pression de vapeur à saturation, la température ambiante et le flux de radiation et où les bouquets monospécifiques homogènes sont les exceptions plutôt que la règle. Des

étalonnages fréquents, impliquant coupe et pesée, rendent cette méthode plus laborieuse qu'elle semblerait au premier abord.

7.2.6.4.2 Capacitance (compte rendu dans Neal et Neal 1973)

Le compteur de capacitance mesure le rapport de capacitance entre un intervalle d'air fixe et la même distance à travers la végétation. L'air a une faible constante diélectrique alors que l'eau en a une élevée. La présence de végétation verte entre les plaques du compteur modifie donc la capacitance en proportion de son contenu hydrique et par conséquent de sa masse.

Comme pour la méthode de l'atténuation Beta, le compteur de capacitance est sensible aux changements du contenu hydrique dans la végétation et il souffre donc des mêmes désavantages que la méthode précédente.

7.2.6.4.3 Réflectance spectrale (Pearson et al 1976)

Lorsque les molécules chlorophylliennes photosynthétisent, elles absorbent la lumière dans plusieurs bandes discontinues du spectre dont la plus importante (due à la chlorophylle alpha) est d'environ 675 nm (Rabinowitch 1958). Les parois des cellules des plantes reflètent fortement dans le proche infra-rouge (entre 750 et 1100nm), une caractéristique qui est familière à toute personne qui a vu des images infrarouges de la végétation en fausse-couleur. Un instrument capable de détecter ces deux bandes de fréquences (R à 675nm et IR à 800nm) est donc capable de mesurer la réflectance proportionnelle à la superficie de matière végétale (dans l'infrarouge) et la réflectance inversement proportionnelle à l'activité chlorophyllienne dans cette matière

végétale (dans le rouge). Ceci est le principe de la méthode du radiomètre pour estimer la biomasse.

C'est un champ de recherche active et de nombreux indices tirés des mesures de la radiation R reflétée dans ces deux bandes de fréquences (R675 et R800) ont été proposés et testés. Le plus simple est le ratio $R800/R675$ (Pearson et al 1976) mais il a en grande partie été remplacé par l'indice $(R800-R675)/(R800+R675)$, nommée par Tucker (1980), la différence normalisée de l'indice de végétation (Normalised Difference Vegetation Index, NDVI). Cet indice donne de bons résultats dans les zones de pâturage sahéliennes mais on doit prendre soin d'étalonner correctement l'instrument à la fois pour les conditions de lumière incidente (une plaque qui reflète également la lumière à toutes les longueurs d'ondes est souvent employée pour cette étalonnage), pour le type de végétation que l'on mesure, faisant la distinction entre les espèces mono et dicotylédones (GEMS 1986c) et pour le type de sol et le contenu de l'humidité. D'autres indices valent la peine d'être examinés.

7.2.7 Production des graines et établissement des jeunes plants

Comme une mesure primaire de la vigueur reproductive des ligneux, la production des graines et des fruits pourrait évidemment être d'un intérêt considérable pour l'unité de surveillance écologique continue. L'établissement des jeunes plants donne une indication claire de l'avenir des espèces dans la zone et est souvent un paramètre plus important que la production des graines. Le rapport entre la production des graines et l'établissement des jeunes plants est un indicateur acceptable de la condition des pâturages, englobant la pression du broutage, le sol et le climat qui convient.

Les fruits et les graines des petits ligneux peuvent être récoltés à l'intérieur des placeaux échantillonnés. Les fruits tombés peuvent aussi être collectés. Les grands ligneux posent des problèmes et les pièges à fruits ne servent probablement pas à grand chose s'ils doivent être laissés sans surveillance. Les dénombrements visuels sont possibles pour les plantes avec de gros fruits visibles à travers le feuillage clairsemé telles que *Balanites aegyptiaca*. Pour d'autres espèces, des méthodes indirectes sont probablement acceptables. Malheureusement, les dénombrements des fruits et des graines des espèces ligneuses, malgré leur intérêt écologique, demandent beaucoup de travail et normalement, devraient donc être entrepris qu'avec une très bonne raison. La production de fruits des espèces graminéennes aura probablement un intérêt seulement pour les études spécialisées et les techniques demandées pour un tel travail tombent en dehors des limites de ce document.

L'établissement des jeunes plants devrait être suivi dans des placeaux fixes, préférablement à la fin de la saison des pluies quand l'établissement initial peut être enregistré et de nouveau à la fin de la saison sèche quand les survivants sont comptés. Si l'identité des jeunes plants qui ont disparu a un intérêt, leur localisation devrait être notée sur les cartes des placeaux en question.

7.2.8 Composition floristique

La composition floristique est un indicateur sensible du changement écologique à la fois pour l'inventaire et le suivi continu de la composition floristique des parcelles ; par implication, celle des strates sera probablement estimée et mesurée. Il pourrait être suffisant d'enregistrer le pourcentage de

fréquences mais les densités relatives et même davantage le taux de recouvrement relatif, sont généralement plus utiles pour comparer des zones.

7.2.9 Structure et formes des plantes

La forme d'une plante peut être très différente d'un bout à l'autre de sa distribution géographique. Donc, dans l'inventaire initial, une description de la forme peut aider à comparer des zones très éloignées.

La structure d'un ligneux donne un indice sur son histoire passée, exemplifiée par la sculpture à la suite d'un pâturage intensif. Pour le gestionnaire des pâturages expérimenté, la forme ou la structure des ligneux est donc un indicateur puissant de l'utilisation des pâturages et de leur contition.

Il se peut que la taille de la plante traduise l'intensité de la pression du broutage. Des recensements répétés de parcelles cartographiées, dans lesquelles la structure des plantes est enregistrée, aideront à clarifier les facteurs causaux qui ont une influence sur la relation entre la taille et l'âge de la plante.

7.2.10 Hauteur des individus et du bouquet

La hauteur des graminées est une des mesures importantes pour une unité de suivi écologique continu étant donné que la hauteur des plantes herbacées est souvent corrélée avec la biomasse du gazon ; par conséquent la hauteur est une mesure indirecte du rendement du fourrage. On suppose souvent et quelques fois on sait que la hauteur des individus des espèces ligneuses est liée à leur âge. Sous une pression du broutage intensive, cette relation ne peut pas être retenue et les études spécialisées à long terme seraient nécessaires pour établir la corrélation sous des conditions écologiques données. Si elle n'est pas connue - comme c'est le cas pour la plupart des espèces sahéliennes - il est préférable, lorsqu'on rend compte des résultats basés sur les hauteurs, de laisser les unités de mesure en termes de hauteur plutôt que de les convertir en estimations de l'âge.

On n'a pas besoin de mesurer exactement les hauteurs et comme habituellement on ne peut pas le faire, on utilise en général des classes de hauteur. Pour les graminées, on peut normalement mesurer la hauteur moyenne du gazon à deux centimètres près. Pour des espèces ligneuses sahéliennes plus petites, une largeur de classe de 20 cm convient habituellement. Il est facile de marquer les classes sur un long bâton avec une couleur voyante (généralement blanche) et les marques sont renouvelées aussi souvent que nécessaire. A cause des difficultés de parallaxe il n'est pas commode de mesurer les plus grandes espèces en termes de blocs de 20 cm. Même si on rend plus faciles l'analyse et l'interprétation des données si les largeurs des classes sont identiques sur toute l'étendue des mesures, pour la plupart des applications de suivi continu de la végétation, il n'est pas absolument nécessaire d'utiliser une division constante de l'échelle des hauteurs. On pourrait se servir d'une échelle graduée quasi logarithmique dont les cinq premières

classes sont larges de 20 cm, les cinq suivantes de 40 cm et les cinq suivantes de 80 cm. Les plantes dont la taille est inférieure à un mètre sont donc mesurées à 20 cm près (précision de $\pm 10\%$ pour les plus grandes plantes), celles dont la taille est inférieure à 3 m sont mesurées à 40 cm près ($\pm 7\%$) et celles entre 3 m et 7 m à 80 cm près ($\pm 6\%$).

7.2.11 Phénologie et verdure

Les mesures du couvert dépendent de l'état phénologique des plantes et donc toutes les estimations publiées du couvert devraient donner explicitement la date ou au moins la saison de l'échantillon et l'état phénologique des différentes espèces concernées.

Un observateur expérimenté peut estimer visuellement la production primaire d'un gazon en considérant à la fois la proportion du sol recouverte l'herbe et sa verdure (Lamprey et de Leeuw 1986). Au Sahel, où les espèces annuelles sont très vertes puisqu'elles poussent rapidement pendant les pluies unimodales courtes et sont brunes pour le reste de l'année, ce paramètre serait d'un emploi limité pour estimer la biomasse de la strate herbacée.

7.2.12 Composition chimique, digestibilité et appétibilité

Pour le bétail, la valeur d'un pâturage ne dépend pas seulement de la biomasse mais elle est largement déterminée par les qualités nutritives des espèces du pâturage. En général, pour une unité de suivi continu il n'est pas nécessaire de mener son propre examen de la composition chimique, de la digestibilité et

de l'appétibilité des différentes plantes fourragères dans la zone parce qu'on peut en général trouver les données dans la littérature spécialisée (ex. Baumer 1983). Dans certains cas, on peut trouver des listes d'espèces fourragères dont les plantes sont classées d'après une mesure composée de la valeur pastorale. Une telle liste des plantes herbacées classées d'après leur valeur pastorale, extrêmement utile à tout gestionnaire des parcours dans le Sahel de l'ouest, se trouve dans Boudet (1983) et est reproduite dans Le Houérou (1986).

7.2.13 Vigueur et santé

Pour un programme de suivi écologique continu, la vigueur est probablement en tête de liste des priorités vue sa sensibilité à la condition des pâturages. Les estimations de la vigueur et de la santé, y compris les marques de hache sur les ligneux, peuvent être faites en même temps que les inventaires du nombre, de la hauteur et du taux de recouvrement. Il est préférable d'utiliser peu de classes pour de telles estimations, peut-être comme suit:

Classe A: en bonne santé

Classe B: quelques traces de maladie ou dommage

Classe C: mortalité évidente ou plusieurs branches endommagées

Classe D: la plus grande partie de la plante est morte ou mutilée

Classe E: morte sur pied

Classe F: morte couchée

7.2.14 Condition

Au Sahel, la composition floristique de la communauté des graminées annuelles est un indicateur biologique utile de la condition des pâturages. Des pâturages surpâturés sont souvent dominés par les graminées les plus opportunistes et les moins appétibles, y compris *Aristida* sp., *Ctenium elegans*, *Eragrostis ciliaris*, *Sporobolus pectinellus* et *Tragus berteronianus*.

Un indicateur biologique supplémentaire de la condition des pâturage est donné par le rapport de l'abondance des semis et des jeunes ligneux sur l'abondance des adultes de la même espèce. Bien qu'une proportion élevée des jeunes individus de certaines espèces - les soi-disants envahisseurs - indique une zone de pâturage dégradée, l'indice plus habituel d'un écosystème maladif est l'absence de jeunes individus de nombreuses espèces ligneuses dans une zone contenant des adultes de ces espèces. Il se peut que la mortalité élevée des ligneux adultes ne soit pas un indice de mauvaise condition étant donné qu'au Sahel de nombreuses populations de ligneux sont composées d'individus du même âge, et la mortalité locale massive pourrait être un événement naturel de l'espèce.

Les indicateurs physiques d'un environnement en mauvaise condition comprennent les signes d'une érosion accélérée et les modifications des propriétés des sols comme la structure, la porosité et le degré de compacité. Normalement, par une simple inspection, on ne peut pas discerner une dégradation chimique mais des cas sérieux d'excès de sel peuvent être visibles sur la surface du sol.

Stottart et al (1975) identifient neufs classes de condition des pâturages dans les parcours avec des graminées pérennes. Leur système peut être adapté aux écosystèmes pastoraux sahéliens en réduisant le nombre de classes à sept et en redéfinissant leurs descriptions:

1. Inutilisés. Aucune utilisation discernable par les hommes ou le bétail.
Strate herbacée presque continue. Espèces herbacées
appétibles probablement présentes.
2. Très peu utilisés. Traces d'utilisation, probablement concentrées
sur les espèces appétibles mais la végétation est
relativement peu touchée.
3. Peu utilisés. Espèces appétibles certainement broutées. Aucun ou
quelques rares marques de coups de hache sur les ligneux.
4. Utilisés modérément. Espèces appétibles sont fortement broutées et
les espèces moins désirables certainement broutées.
Quelques traces de coups de hache sur les ligneux.
5. Utilisés. Chaume dans de nombreuses zones, quelques taches de sol
nu apparemment causées par le pâturage. Espèces
graminéennes désirables absentes. Espèces moins désirables
fortement broutées. Nombreux arbres endommagés par des coups
de hache.
- 6 Surpâturés. La strate herbacée est représentée presque entièrement
par le chaume. Taches étendues de sol nu, apparemment
causées par le pâturage. Peut-être des tache de sol
stérile et évidence d'érosion éolienne. Nombreux arbres
endommagés par des coups de hache. Une certaine mortalité des
ligneux. Présence probable de quelques espèces indicatrices
(telles que *Calitropis procera*).

7. excessivement surpâturés. Strate herbacée absente. Taches de sol stérile fréquentes. Structure du sol peut être détruite par piétinement. Indices d'érosion éolienne ou ruisselets. Quasi absence de ligneux ou évidence d'une mortalité étendue. La plupart des arbres qui restent sont endommagés par des coups de hache. Présence d'espèces indicatrices.

La condition est aussi déterminée par référence à l'état de la surface du sol (voir annexe 3).

Pour estimer la condition, il peut s'avérer utile d'employer un questionnaire (une feuille de contrôle) standard. Un questionnaire provisoire est donné en annexe 4.

7.2.14 Utilisation par le bétail ou les humains

Le fourrage utilisé est défini comme la quantité ou le pourcentage de croissance actuel enlevée par le pâturage. Dans l'état actuel de notre compréhension de la gestion des pâturages et de l'écologie des écosystèmes pastoraux, cette mesure est subjective et elle n'est pas meilleure que l'expérience du gestionnaire des pâturages. Probablement, un bon observateur tient compte intuitivement de la forme de croissance habituelle de la plante sous une pression du broutage faible ou nulle, de ses conditions de croissance actuelles dans cet habitat avec cette condition générale du parcours, de la réaction normale des espèces au broutage, de la saison, de l'appétibilité des espèces de différentes espèces de bétail et ainsi de suite.

Vue cette liste décourageante, il semble y avoir peu d'espoir pour que l'unité de surveillance écologique continue atteigne l'heureux état décrit par Risser (1984:668): "Un gestionnaire des pâturages doit savoir à n'importe quel moment quelle quantité de fourrage est enlevée et doit aussi savoir quelle quantité peut être consommée sans risquer de compromettre la productivité à long terme des herbages".

Il est certain que l'utilisation est aussi une des variables les plus importantes qu'une unité de surveillance écologique continue puisse collecter dans un écosystème pastoral, peu importe la difficulté qu'elle puisse entraîner pour sa détermination.

La comparaison de parcelles de l'enclos avec des parcelles externes mais dans un habitat similaire peut aider à estimer l'utilisation du fourrage. Malheureusement, les enclos coûtent cher et sont extrêmement difficiles à contrôler sans une surveillance à plein temps par un personnel rémunéré (dont les employés mêmes ne doivent pas avoir de parents ou leur propre troupeau dans le voisinage ou être accessibles à la pression des chefs de villages locaux). Les enclos modifient le comportement des troupeaux qui sont attirés par la poussée luxuriante et donc tendent à brouter et piétiner plus intensivement près de la clôture, forçant ainsi l'observateur à placer les parcelles de comparaison à une certaine distance de l'enclos. Finalement, on peut probablement s'attendre à ce que la composition floristique dans les enclos ne restera pas identique à celle en dehors de l'enclos. Ceci est utile pour suggérer ce qui pourrait arriver au pâturage sous des densités du bétail réduites mais ne pourrait pas forcément servir dans l'évaluation de l'utilisation du fourrage.

Une méthode qui probablement se révélera à la fois moins coûteuse et plus utile pour les plantes herbacées consiste à faire pendant toute l'année des mesures répétées de la hauteur le long de transects fixes. Même si la hauteur la plus élevée atteinte par les plantes, vers la fin de la saison des pluies, est certainement influencée par la pâture de toute la saison jusqu'au moment du mesurage, on peut au moins faire le suivi continu des conséquences du broutage et du piétinement sur la hauteur de la strate herbacée pour le reste de l'année. Il est peut-être nécessaire de considérer l'action du vent sur les graminées desséchées, fragiles et écrasées.

7.3 Intention et paramètres

Pour une unité écologique au Sahel, le tableau 1 est sensé donner les lignes directrices des priorités dans l'acquisition des données. Cinq buts sont considérés et les paramètres nécessaires pour atteindre ces buts énumérés. Les paramètres qui sont considérés indispensables pour atteindre le but sont marqués d'un , alors que ceux qui fourniraient des informations supplémentaires utiles sont marqués avec un +.

En suggérant quelles méthodes pourraient être choisies pour recueillir les données sur un paramètre déterminé, le tableau 2 complète le tableau 1.

Tableau 1: L'intention de l'unité d'inventaire ou de suivi continu et les paramètres correspondants pour lesquels des données devraient être collectées

Paramètre	Inventaire de base	Potentiel parcours	Capacité de charge	Condition du pâturage
Composition floristique	#	#	#	#
Recouvrement	#	#	#	#
Hauteur	#	#	#	#
Recou. bases ligneux	#	#		#
Biomasse	#	+	#	#
Structure végétative				#
Qualité nutritive		+	#	+
Vigueur		+		#
Reproduction	+	+		#
Phénologie		+		+
Fréquence		+		+
Topographie	#	#		#
Erosion du sol	#	#		#
Stabilité du sol	#			#
Litière				#
Eau	#	#	#	#
Effectifs du bétail	#			+
Forage utilisé p. bétail	#		#	#

Définitions modifiées du comité du glossaire des termes sur le pâturage (Range Term Glossary Committee 1974) et le comité de standardisation de l'inventaire des pâturages (Range Inventory Standardisation Committee 1980):

Potentiel du parcours: la capacité d'un parcours à produire du bétail, de l'eau, du bois de feu et tous les autres biens et services nécessités par les plans d'aménagement.

Capacité de charge: la charge réelle la plus élevée qui n'endommagera pas la végétation ou les ressources associées. Elle change d'année en année avec les variations de la production du fourrage.

Condition du pâturage: la productivité actuelle d'un pâturage relative à ce que le pâturage est sensé être naturellement capable de produire.

Tableau 2: Méthodes pour évaluer les paramètres pour l'inventaire ou la surveillance continue

Paramètre	Point Intercept	Rayon variable	Line d' Intercept	Parc.	Littérat.
Composition florist.	lg		1	lg	
Recouvrement	lg	1	1	lg	
Hauteur	lg		1	lg	
Recou. par les bases		1		lg	
Biomasse				lg	
Densité	lg		1	lg	
Fréquence	lg		1	lg	
Vigueur	lg		1	lg	
Reproduction				1	
Phénologie	lg		1	lg	
structure végétative	*			*	
Qualité nutritive					*
Litière	*			*	
Erosion	*		*	*	
Stabilité du sol	*			*	
Topographie	*			*	

Clé

1 = méthode convient aux espèces ligneuses sahéliennes

g = méthode convient aux graminées annuelles sahéliennes

* = méthode convient pour le paramètre

8 Qualité des données: fausses données, mauvaises décisions

A plusieurs occasions, on a fait allusion à la qualité des données. Il est clair que les observateurs à qui on a demandé de recueillir les informations pour lesquelles ils doivent faire des décisions qui sont au-delà de leur compétence soit refuseront, soit plus probablement, feront en tout cas de leur mieux pour collecter les données. Non seulement ils deviendront frustrés et démoralisés mais la qualité de leurs données sera mauvaise et diminuera au fur et à mesure que la frustration augmente. Il se peut que les informations résultantes mènent à des chiffres qui, s'il n'y a pas de contrôles internes sur la qualité des données, sont fidèlement analysés et publiés. Au mieux, c'est seulement la réputation et la crédibilité de l'unité qui subit les conséquences quand d'autres chercheurs contredisent ses résultats. Au pire, comme conséquence de la mauvaise politique de gestion basée en toute bonne foi sur des décisions qui ne valent rien, les pâturages et les pasteurs souffrent.

Les responsabilités de l'unité de surveillance continue sont donc triples. Premièrement, elle doit s'assurer que tous ses opérateurs sont convenablement et continuellement formés par les membres les plus expérimentés de l'équipe, non seulement pour la technique mais pour la méthode et peut-être en premier lieu, pour les buts et objectifs de l'unité. Cette formation devrait être élaborée pour donner à chaque observateur un sens critique de la qualité des données nécessaire pour l'unité et de ses propres responsabilités et aptitudes en fonction de ces besoins. Deuxièmement, l'unité doit seulement employer des méthodes qui correspondent à la compétence de l'observateur le moins compétent qui sera appelé à les appliquer. Ceci veut dire qu'on limite le genre de données que l'on va collecter et donc le genre de questions auxquelles on peut

répondre. Troisièmement, l'unité doit non seulement louer les services d'un statisticien compétent pour élaborer les méthodes et analyser les données mais elle doit essayer d'évaluer la qualité des résultats et de montrer clairement, dans des rapports publiés, dans quelle mesure on peut se fier aux données. Si l'unité remplit son but, il n'est pas exagéré de dire que l'avenir des populations pourrait en dépendre.

Partie II

9 Introduction: simulations informatisées du PCQ et méthodes qui utilisent les quadrats

La seconde partie de ce document examine l'emploi du PCQ, des parcelles et des bandes d'interception dans le suivi continu des espèces ligneuses sahéliennes. On s'y prend en utilisant un ordinateur pour simuler l'habitat, pour collecter les échantillons et analyser les résultats.

9.1 Données utilisées

La distribution des quatre principales espèces ligneuses du Sahel de l'ouest (*Balanites aegyptiaca*, *Commiphora africana*, *Grewia bicolor* et *Acacia senegal*) a été cartographiée par l'ORSTOM en 1974 (Poupon, 1980) dans le nord du Sénégal dans un enclos de 25 ha près de Fété Ole au Ferlo. Précédemment, en 1972, la distribution d'*Acacia senegal* avait été cartographiée dans le même enclos. *Boscia senegalensis* n'a pas été cartographiée malgré qu'elle soit abondante dans la zone. Plus tard, en 1983, le Projet Pilote d'Inventaire et de Surveillance Continue des Ecosystèmes Pastoraux Sahéliens a mené un inventaire similaire complet et à cartographier l'enclos.

Ces distributions de quatre espèces à deux périodes séparées par moins de dix ans, représentées sur une carte, ont été placées dans les fichiers de données d'un mini-ordinateur et utilisées comme la base des tests décrits ici.

10 Le Point Centre Quadrat (PCQ)

Le PCQ est défini en section 5.5 et sa dérivée est placée en annexe 2. Les simulations par ordinateur mentionnées ici ont été élaborées pour examiner l'efficacité du PCQ dans l'estimation de la fréquence et de la densité des ligneux au Sahel.

10.1 Fréquence

La méthode du PCQ est largement utilisée pour estimer la fréquence relative des différentes espèces végétales trouvées dans une communauté. Si tous les individus de chaque espèce de la communauté sont distribués au hasard, la méthode donnera des résultats exacts. Si, cependant, nous imaginons une communauté qui est composée de deux espèces avec la même densité absolue et donc la même fréquence relative dans toute la zone déterminée mais dont la distribution de l'une est principalement en touffes, poussant seulement dans une partie restreinte de la zone et l'autre espèce étant régulièrement espacée dans toute la zone, il est facile de voir qu'un point choisi au hasard dans la zone de l'échantillon aura probablement plus de chances d'avoir comme proche voisin un individu de la deuxième espèce que d'avoir un individu de la première espèce.

Les espèces ligneuses sahéliennes ont toutes tendance, dans une plus ou moins grande mesure, à pousser en touffes. La méthode du PCQ peut-elle être employée pour estimer leur fréquence relative avec précision ? Si ce n'est pas le cas, peut-on au moins compter sur elle pour classer les espèces dans l'ordre d'importance de leur fréquence ?

10.1.1 Méthode

Un programme était écrit pour choisir au hasard 20 points à l'intérieur de l'enclos simulé de Fété Ole et pour mesurer la distance au ligneux le plus proche de chacune des quatre espèces (*Balanites aegyptica*, *Grewia bicolor*, *Acacia senegal* et *Commiphora africana*) dans chacun des quatre quadrats autour du point. L'espèce du ligneux le plus proche était enregistrée.

La procédure était répétée dix fois et chacun des 10 groupes de 20 échantillons était ensuite utilisé pour fournir une estimation unique de la fréquence relative (exprimée en pourcentage) des quatre espèces. Un échantillon de la sortie du programme est donné dans le tableau 3.

Si la méthode est utile, la fréquence mesurée par un tel emplacement au hasard des échantillons dans tout l'enclos de 25 ha devrait correspondre à la fréquence relative des espèces ligneuses dans l'enclos bien que le PCQ soit une méthode sans cadre.

10.1.2 Résultats

Pour chacune des quatre espèces, les estimations moyennes de la fréquence relative varie beaucoup autour de la fréquence relative réelle. Pour représenter plus facilement l'étendue des résultats autour du nombre réel, les résultats sont donnés dans le tableau 4 et reclassés dans le tableau 5. (L'astérisque montre l'estimation la plus proche pour chaque espèce.)

Tableau 3: Exemple de la sortie d'un programme qui simule la méthode PCQ pour déterminer la fréquence relative de 4 espèces sahéliennes

Simulation du PCQ pour étudier la fréquence relative de 4 espèces sahéliennes

Echantillon	Espèces de l'arbre le plus proche au:			
	NO	NE	SO	SE
1	G	B	C	C
2	B	B	B	B
3	B	B	B	B
4	A	A	A	A
5	G	A	G	B
6	G	G	G	G
7	G	C	G	G
8	B		B	B
9	B	B	C	B
10	B	B	B	B
11	C	C	G	C
12	B	C	C	B
13	C	B	B	B
14	B	C	C	C
15	B	B	G	B
16	B	B	G	G
17	G	B	B	B
18	C	C	B	B
19	G	G	B	B
20	A	B	B	B

(n.b. aucun arbre le plus proche dans le quadrat NE dans la réplique 8)

Résumé des fréquences relatives selon ces données:

Nombre	Pourcentage	Espèces
82	51.90	Balanites
30	18.99	Commiphora
34	21.52	Grewia
12	7.59	Acacia

Tableau 4: Résultats de la simulation: Estimations de la fréquence relative de quatre espèces sahéliennes exprimées en pourcentage du nombre total des ligneux.

Echantillon	Balanites	Grewia	Acacia	Commiphora	n*
1	51.90	21.52	7.59	18.99	79
2	75.32	9.09	5.19	10.39	77
3	50.67	20.00	20.00	9.33	75
4	41.56	27.27	22.08	9.09	77
5	51.35	20.27	20.27	8.11	74
6	42.67	32.00	18.67	6.67	75
7	44.74	31.58	17.11	6.58	76
8	63.51	10.81	20.27	5.41	74
9	74.03	12.99	10.39	2.60	77
10	57.89	19.74	17.11	5.26	76

*n aurait dû être 80 dans chaque simulation (20 emplacements de l'échantillon, 4 quadrats) mais en pratique, ce n'est pas toujours le cas puisque certains emplacements au hasard de l'échantillon étaient localisés de telle sorte que dans ce quadrat il n'y avait aucun arbre entre l'emplacement de l'échantillon et le bord de la zone échantillonnée.

Tableau 5: Estimations de la fréquence relative de quatre espèces sahéliennes par le PCQ exprimées en pourcentage du total du nombre des arbres.

Balanites	Grewia	Acacia	Commiphora
75.32	32.00	22.08	18.99
74.03	31.58	20.27	10.39
63.51	27.27	20.27	9.33
57.89*	21.52	20.00	9.09
51.90	20.27	18.67	8.11
51.35	20.00	17.11*	6.67
50.67	19.74*	17.11*	6.58
44.74	12.99	10.39	5.41
42.67	10.81	7.59	5.26*
41.56	9.09	5.19	2.60

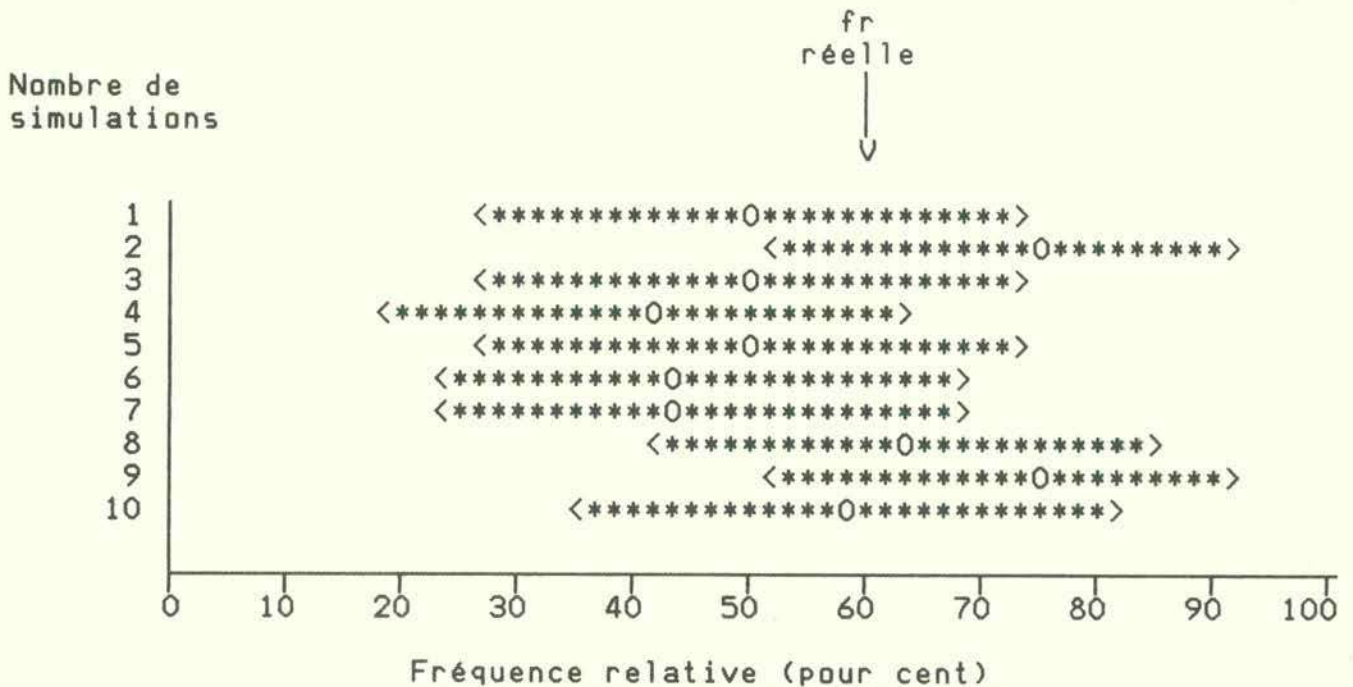
Fréquence relative réelle:

59.75	18.02	17.89	4.34
-------	-------	-------	------

Avec la méthode du PCQ, quatre ligneux sont marqués à chaque emplacement de l'échantillon. Si 20 emplacements de l'échantillon sont utilisés pour estimer les fréquences relatives dans chaque échantillon, le nombre réel de degrés de liberté est dans chaque échantillon 19 et non pas 79 puisque le regroupement en touffes des espèces ligneuses signifie qu'un "coup" sur une espèce donnée dans le premier quadrat augmente la probabilité d'un coup sur la même espèce dans les 3 quadrats restants autour de cet emplacement de l'échantillon. Les limites de confiance binomiale autour des estimations sont donc étendues (voir par exemple la Figure 9 qui montre les résultats pour *Balanites aegyptiaca*) mais comme conséquence de cette étendue, la fréquence relative réelle tend à s'étendre dans ces limites de confiance pour toutes les quatre espèces (non démontré). Cependant, ces intervalles de confiance sont inacceptables car trop élevés pour la plupart des buts concevables de suivi écologique continu et beaucoup plus d'échantillons seraient nécessaires pour accroître convenablement la précision de la méthode.

Le tableau 6 montre l'écart de ces estimations de la fréquence réelle, chaque écart étant exprimé comme un pourcentage de la fréquence réelle. Dans ces simulations on devrait remarquer que *Grewia bicolor* et *Acacia senegal*, qui ont la même fréquence relative (18%), ne sont pas tout aussi bien estimées par le PCQ. *G. bicolor* est souvent surestimée, quelques fois largement, bien qu'il semble tout aussi probable que la méthode sur- ou sous-estime la fréquence relative de *A. senegal* ; les sous-estimations de cette espèce ont apparemment tendance à être très inexactes. La différence entre la réponse du PCQ aux deux espèces est vraisemblablement due à leur distribution nettement différente.

Figure 9: Limites de confiance binomiale de 95% des estimations moyennes de la fréquence relative (fr) pour *Balanites aegyptiaca*



0 représente la moyenne de 74-79 estimations.
 <****> représente l'étendue de l'intervalle de confiance de 95%.

Noter que la fréquence relative réelle se trouve à l'intérieur des limites de confiance de 95% de toutes les estimations.

1

=====

2

L'espèce avec la plus grande fréquence relative, *Balanites aegyptiaca*, était toujours correctement estimée comme l'espèce la plus fréquente (tableau 7). Dans deux simulations sur dix (3 et 5), la méthode du PCQ a établi correctement l'ordre d'importance des quatre espèces. Dans trois simulations supplémentaires, il est possible qu'on ait accordé le même rang aux deux espèces de même fréquence relative (*Grewia bicolor* et *Acacia senegal*), étant donné qu'on estimait que des fréquences relatives ne différaient que de 5%. Dans les 5 autres simulations, l'ordre d'importance comme déterminé par le PCQ ne correspondait pas avec l'ordre d'importance réel. En particulier, l'espèce la plus rare, *Commiphora africana*, qui était quatre fois plus rare que l'espèce suivante la plus rare était une fois classée troisième et une autre fois seconde.

10.1.3 Conclusion

Les résultats de ces simulations de la méthode du Point Centre Quadrat pour estimer la fréquence relative de quatre espèces ligneuses sahéliennes montrent que la méthode est extrêmement sensible aux différentes distributions spatiales des espèces individuelles. En conséquence, dans un programme de suivi écologique continu, le PCQ ne peut pas être recommandé pour faire l'estimation de la fréquence relative des espèces ligneuses sahéliennes, ni pour établir l'ordre d'importance de leur fréquence relative.

10.2 Densité

Au Sahel, on n'a pas encore trouvé une espèce qui soit distribuée au hasard, ainsi la question se pose: les densités des espèces ligneuses peuvent-elles être calculées à l'intérieur de limites de confiance acceptables en utilisant la méthode du PCQ ?

10.2.1 Méthode

Un programme était écrit pour sélectionner 20 points au hasard à l'intérieur de l'enclos et pour calculer la distance au ligneux d'une espèce donnée le plus proche dans chacun des quatre quadrats, autour de chaque emplacement de l'échantillon. La distance au ligneux le plus proche, sans tenir compte de la direction, était aussi calculée. De ces deux mesures, les densités étaient calculées en utilisant la formule du PCQ .

Etant donné que l'hypothèse de base de la méthode du PCQ est que les plantes sont distribuées au hasard, le programme a été d'abord employé avec les données dont les "plantes ligneuses" étaient distribuées au hasard à des densités équivalentes aux densités moyennes réelles des échantillons de Fété Ole. On faisait ensuite tourner le programme en utilisant les distributions simulées de Fété Ole.

Pour chaque espèce, cette simulation était répétée dix fois, donnant dix estimations de la densité de cette espèce dans le même enclos de 25 ha.

Puisque chacune des quatre espèces test a tendance à pousser en bouquets, la plupart des emplacements de l'échantillon choisis au hasard tomberont en dehors d'un bouquet et mèneront à des estimations basses de la densité. Occasionnellement, cependant, un emplacement de l'échantillon tombera à l'intérieur d'un bouquet, donnant une estimation extrêmement élevée de la densité. Il semble possible que les estimations de la densité seront donc distribuées log-normalement. Pour cette raison, le programme fournit aussi des estimations de la densité moyenne basée sur les moyennes géométriques des distances et sur leurs densités dérivées.

10.2.2 Résultats

10.2.2.1 Distribution au hasard des ligneux

Dans chaque cas, la densité calculée de la distance au ligneux le plus proche de l'emplacement de l'échantillon, sans tenir compte de la direction, approchait de plus près la densité réelle que l'approchait la densité calculée du ligneux le plus proche dans chacun des quatre quadrats.

Les densités moyennes de dix essais étaient proches des densités réelles. Empiriquement ceci démontre qu'en utilisant la méthode du PCQ avec suffisamment d'échantillons on peut estimer avec exactitude les densités des ligneux distribuées au hasard.

Néanmoins, même pour le ligneux le plus proche, l'écart moyen absolu des dix estimations de la densité réelle était dans chaque cas supérieur de 5% de la

densité réelle, et pour trois densités sur quatre, supérieur de 20% (Tableau 8). Ainsi, même pour les ligneux distribués au hasard, plusieurs échantillons sont nécessaires pour une estimation exacte de la densité.

10.2.2.2 Espèces ligneuses trouvées à Fété Ole

Quand la simulation était effectuée en utilisant le modèle construit à partir des distributions enregistrées des ligneux sahéliens, ni la distance au ligneux le plus proche, ni la distance moyenne au ligneux le plus proche dans 4 quadrats était nettement la plus exacte.

Pour trois espèces (*Commiphora africana*, *Grewia bicolor* et *Acacia senegal* en 1972), les densités moyennes estimées à partir de dix essais ne s'éloignent pas de plus de 25% des densités réelles. Pour les deux espèces restantes (*Acacia senegal* en 1974 et *Balanites aegyptiaca*), les estimations sont désespérément écartées de la vérité.

On peut aussi voir avec le tableau 9 que les estimations individuelles de la densité étaient en général inexactes. Que *Grewia* ait été estimée si exactement à partir de la moyenne de 10 essais est apparemment accidentel, vu que l'écart moyen absolu des estimations était de 70% de la densité réelle. Ceci est apparu évident avec les résultats individuels de chacun des dix essais, donnés dans le tableau 10.

Il y a trois points saillants dans le tableau 10. Premièrement, dans la plupart des cas l'étendue des estimations est importante de sorte qu'une estimation donnée (basée ici sur la moyenne des distances de 20 emplacements

Tableau 8: Estimations de la densité des troncs distribués au hasard

Densité réelle Troncs par ha	Densité estimée Moy. de 10 essais		Ecart absolu moyen (en % de la densité réelle)	
	Arbre le plus près	Moyenne de 4 quadrats	Arbre le plus près	Moyenne de 4 quadrats
4	3.88	4.63	8.5	15.8
17	19.37	23.99	21.4	41.1
26	24.92	36.48	25.7	40.3
57	62.75	87.03	22.5	52.7

Tableau 9: Estimations de la densité des troncs distribués comme dans l'enclos de Fété Ole.

Code Espèce	Densité réelle Troncs par ha	Densité estimée Moy. de 10 essais		Ecart absolu moyen (en % de la densité réelle)	
		Arbre le plus près	Moyenne de 4 quadrats	Arbre le plus près	Moy. de 4 quadrats
CoAf	4.12	3.27	3.64	26.2	36.2
GrBi	17.12	17.00	17.50	71.8	57.8
Ac74	17.00	81.30	93.70	400.0	468.2
Ac72	25.64	30.83	37.60	43.6	63.9
BaAe	57.16	18.54	20.40	68.6	64.3

Code espèce: CoAf=Commiphora africana
 GrBi=Grewia bicolor
 Ac76=Acacia senegal en 1974
 Ac72=Acacia senegal en 1972
 BaAe=Balanites aegyptiaca

Tableau 10: Résultats de 10 essais où la densité était estimée en utilisant la distance à l'arbre le plus proche.

Essai	Commiphora	Grewia	Espèce Acacia 1974	Acacia 1972	Balanites
1	2.4	6.5	7.6	10.7	10.3
2	2.5	7.4	13.1	13.0	11.8
3	2.8	7.9	14.8	23.3	12.9
4	2.9	8.4	15.1	25.8*	15.0
5	3.0	9.2	16.2	30.0	19.5
6	3.2	9.5	17.2*	32.7	20.2
7	3.3	12.9	20.3	32.8	20.3
8	3.6	13.1*	20.9	35.0	23.8
9	3.8*	43.5	29.5	40.6	25.7
10	5.2	51.6	658.5	64.4	25.9*
Dens. réelle	4.1	17.1	17.0	25.6	57.2

*pour chaque espèce, un astérisque marque l'estimation la plus proche de la densité réelle.

Tableau 11: Nombre de carrés de 25m x 25m contenant exactement n troncs

n	Balanites Poisson Observé		Acacia 72 Poisson Observé		Acacia 74 Poisson Observé	
0	11.2	177	80.6	287	138.2	265
1	40.1	49	129.1	38	146.9	58
2	71.7	27	103.4	23	78.1	39
3	85.4	31	55.3	12	27.6	10
4	76.2	15	22.1	11	7.3	7
5	54.5	22	7.1	3	1.6	4
6	32.4	13	1.9	9		2
7	16.6	12	0.4	4		3
8	7.4	11	0.1	5		2
9	2.9	3	0.0	2		1
10	1.0	6		2		2
Chi deux	2593		698		201	

choisis au hasard au ligneux le plus près) peut être très éloignée de la densité réelle. Deuxièmement, la méthode donne parfois des estimations qui sont de plusieurs fois supérieures à la densité réelle. Troisièmement, dans ce petit échantillon, 35 fois sur 50, la méthode donnait des estimations de la densité qui étaient inférieures à la densité réelle. Dans le cas des Balanites, aucune estimation était aussi grande que la moitié de la densité réelle.

En 1974 il y avait 1429 troncs de Balanites dans l'enclos donnant une moyenne de 3,57 troncs par bloc de 25m * 25m. La distribution Poisson, avec une moyenne de 3,57 a sa valeur modale à 3 ; la distribution a plutôt la forme incorrecte pour correspondre aux données de Balanites (Tableau 11). Cependant, un simple manque de correspondance des données avec la distribution Poisson ne peut pas être la seule raison pour les mauvaises estimations ; l'espèce Acacia qui correspond moins bien avec la distribution Poisson, donne lieu à une meilleure estimation de la densité que le fait celle avec la meilleure correspondance (Tableau 11).

Les estimations de la densité basées sur les moyennes géométriques des distances ou des densités résultantes étaient immanquablement moins exactes que l'étaient celles basées sur les moyennes arithmétiques. La seule exception dans cette série d'essais était pour Acacia senegal en 1974 pour laquelle la moyenne géométrique des 10 valeurs de la densité donnait une estimation meilleure, bien qu'encore très inexacte.

Tableau 12: Comparaison de l'exactitude des Bandes d'interception (B) et des Parcelles circulaires (C): Résultats du test-t.

	Superficie échantillonnée (Ha)				
	0.125	0.5	1.1	2.0	3.1
Commiphora	CCCC	CCCC	CC	BBBB	BBBB
Grewia	CCCC			BB	BBBB
Acacia (72)	CCCC	CC		BBB	BBBB
Acacia (74)	CCCC	CCCC			BBB
Balanites	CCCC	CCC	CCCC		BBB

Clé: Le B ou le C montrent pour quelle méthode l'estimation moyenne était plus proche de la densité réelle. Le nombre de symboles donne la valeur de p ; 1 symbole représente une p inférieure à 0,05, 2 symboles inférieure à 0,025, 3 symboles inférieure à 0,01 et 4 inférieure à 0,005.

Notez que bien que les petites parcelles circulaires donnent des estimations de la densité plus exactes que le font les étroites bandes d'interception. Néanmoins, ces estimations ne sont pas bonnes. On devrait échantillonner des superficies d'au moins un hectare (et préféablement plus).

10.2.3 Discussion

Même pour les ligneux distribués au hasard, les résultats étaient décevants, en ce sens que de nombreux échantillons devaient être prélevés avant qu'une estimation suffisamment exacte de la densité puisse être calculée.

Pour les plantes avec des distributions identiques à celles des espèces ligneuses sahéliennes, la méthode du PCQ donnait des résultats imprévisibles mais, dans la plupart des cas, avait probablement tendance à sous-estimer vu que la majorité des emplacements de l'échantillon tombent en dehors des bouquets denses de ligneux et donc dans les zones de densité inférieure à la "moyenne". La méthode surestime d'une manière excessive la densité quand il se trouve que l'emplacement de l'échantillon tombe dans un bouquet de l'espèce. Utilisant la méthode du PCQ, il est difficile d'imaginer comment un écologue peut sélectionner des emplacements de l'échantillon pour arriver à une estimation exacte, en particulier parce qu'on aura tendance à trouver chaque espèce dans une distribution caractéristique qui, du moins dans le cas d'*Acacia senegal*, change dans le temps. Il n'est pas inutile de garder en tête que ces mauvaises estimations sont le résultat de 200 mesures indépendantes de la distance, qui représenteraient un travail considérable sur le terrain.

Par rapport aux moyennes arithmétiques les moyennes géométriques tendent à fournir de plus mauvaises estimations. Il est concevable que d'autres manipulations des données puissent améliorer l'exactitude de la méthode.

La question: dans quelle mesure le modèle informatisé biaisait les résultats?, pourrait se présenter. Il est certain qu'on pourrait faire des améliorations,

telles que restreindre les emplacements de l'échantillon à une zone centrale d'un terrain beaucoup plus grand, satisfaisant donc l'exigence de la distribution Poisson que la forêt doit effectivement être infinie. Cependant, il semble peu probable que les améliorations du modèle modifieraient beaucoup les résultats.

10.2.4 Conclusion

Si les ligneux sont vraiment distribués au hasard, les densités calculées du ligneux le plus proche sont de meilleures estimations de la densité réelle que le sont les densités calculées du ligneux le plus proche dans chacun des 4 quadrats. Les meilleurs résultats sont atteints avec un quart du travail.

Toutefois, pour les espèces ligneuses sahéliennes, la méthode du PCQ donne des estimations qui sont à peine meilleures (et encore) qu'une supposition. Elle ne devraient pas être utilisées pour l'inventaire de densités relatives ou absolues des espèces ligneuses.

11 Comparaison de l'échantillonnage d'une parcelle et d'un transect pour estimer la densité

11.1 Introduction

Au Sahel, de nombreuses espèces végétales ont tendance à pousser en touffes dans les creux où l'eau de pluie s'accumule alors que les crêtes des dunes

sont relativement dépeuplées. La densité estimée de la plupart des espèces de ligneux dépendra donc de l'emplacement de l'échantillon par rapport aux creux proches et aux crêtes des dunes. On peut s'attendre à ce qu'une bande d'interception d'une superficie donnée coupe à travers plusieurs micro-habitats alors qu'un quadrat carré ou circulaire de la même superficie aura tendance à échantillonner seulement un ou quelques uns des micro-habitats disponibles ; pour le même travail, la bande d'interception devrait donner une estimation de la densité moyenne plus exacte.

11.2 Méthode

Pour chaque essai, on a choisi un emplacement au hasard mais à plus de 20 mètres du bord de l'enclos et on a compté le nombre des ligneux d'une espèce donnée dans un rayon de 20m. Le processus était répété pour les parcelles d'un rayon de 40, 60, 80 et 100m. Ces rayons correspondent respectivement à une superficie d'environ 0,125; 0,5; 1,1; 2,0 et 3,1 hectares. A partir d'autres emplacements choisis au hasard, on a tracé des lignes d'est en ouest à travers la largeur de l'enclos et on a compté tous les ligneux de la même espèce dans les 1,25; 5; 11,3; 20,1 et 31,4m de la ligne déterminée.

L'enclos a une largeur de 500m donc ces bandes enferment les mêmes superficies que celles enfermées dans les parcelles circulaires. On a effectué une centaine de ces essais, groupés en jeux de 10, pour chaque espèce. Le programme calculait la moyenne et l'écart type des dix estimations résultantes de la densité pour chaque espèce et chaque superficie.

Pour débiter, on a appliqué des procédures identiques pour les espèces théoriques dont les troncs sont distribués au hasard mais avec les

mêmes densités que les espèces sahéliennes et ensuite on a utilisé les distributions simulées des espèces sahéliennes. Ceci fournissait des résultats avec lesquels on pouvait comparer ceux tirés des plantes sahéliennes.

11.3 Résultats

11.3.1 Troncs distribués au hasard

Ni les bandes d'interception, ni les parcelles circulaires avaient un avantage évident dans soit la précision, soit l'exactitude des estimations de la densité des troncs clairsemés au hasard.

Comme on pouvait s'y attendre, plus la superficie échantillonnée était petite, plus l'étendue des densités estimées était importante et donc plus l'écart type des estimations exprimé comme un pourcentage de la moyenne réelle était grand.

Comme corollaire, on peut dire qu'au fur et à mesure que la densité des ligneux augmentait, l'étendue des estimations autour de la moyenne diminuait.

11.3.2 Ligneux sahéliens

Les estimations de la densité des ligneux sahéliens avaient tendance à être à la fois moins exactes et moins précises que celles de la densité des troncs distribués au hasard.

Comme c'est le cas pour les troncs distribués au hasard, plus la superficie échantillonnée par une parcelle circulaire était petite, plus l'étendue des densités estimées était large. Par contraste, à de basses intensités d'échantillonnage la bande d'interception sous-estime inmanquablement les densités mais le fait d'augmenter la largeur de la bande de l'échantillon augmente son exactitude.

Pour *Grewia bicolor*, la majorité des 10 estimations moyennes de la densité à chaque taille de l'échantillon et sans tenir compte de la méthode employée, tombaient au-dessous de la densité réelle. Naturellement, on devrait s'attendre à ce résultat pour toutes les espèces qui ont tendance à pousser en bouquets.

En général, si on utilisait la médiane de 100 échantillons de la densité des ligneux dans l'enclos de Fété Ole, par peu importe laquelle des deux méthodes, on aurait tendance à sous-estimer la densité de *Grewia*, *Acacia* et *Balanites*. En particulier, la bande d'interception avait tendance à sous-estimer sérieusement les densités aux faibles largeurs de la bande d'interception mais le fait d'augmenter la largeur de la bande réduisait de beaucoup le risque de sous-estimation pour toutes les espèces. Pour *Grewia* et *Acacia*, le fait d'augmenter la taille de la parcelle étudiée n'a pas beaucoup changé la tendance à sous-estimer la densité.

Si les bandes d'interception avaient tendance à sous-estimer les densités aux faibles largeurs de la bande, parce que les ligneux étaient clairesemés dans la plupart de la zone échantillonnée, occasionnellement les parcelles surestimaient fortement la densité, particulièrement quand la superficie étudiée était peu importante, parce que quelques fois le centre de la parcelle tombait près d'un bouquet.

Pour une superficie déterminée de l'échantillon, les bandes d'interception donnaient plus d'estimations précises de la densité que le faisaient les parcelles circulaires. La relation entre la précision (définie comme l'écart type des échantillons exprimé comme le pourcentage de la densité réelle) et l'effort d'échantillonnage (défini comme une superficie étudiée) décroît rapidement pour les parcelles circulaires et moins rapidement pour les bandes d'interception. Donc, avec les bandes d'interception, en augmentant la largeur au-dessus de 22,6m (correspondant approximativement à un hectare) il y avait en général peu de précision supplémentaire à obtenir dans l'estimation de la densité de n'importe quelle espèce. Par contraste, la précision continuait à augmenter avec l'effort d'échantillonnage qui augmentait (jusqu'à un rayon d'au moins 100m, représentant 3 ha) pour toutes les espèces dont la densité était estimée en utilisant des parcelles circulaires. On devrait noter au passage que l'écart type relativement bas des bandes d'interception étroites a peu d'intérêt pratique vue l'inexactitude extrême des estimations à ces largeurs de bandes.

Sans tenir compte de la méthode employée, les densités de certaines espèces étaient estimées avec une précision plus élevée que l'étaient celles d'autres espèces mais ceci ne dépendait pas directement de la densité des espèces concernées. Donc, pour les grandes surfaces d'échantillon, la densité de *Commiphora africana* avait tendance à être estimée plus précisément que l'était la densité des autres espèces bien que c'était l'espèce avec la densité réelle la plus basse.

En comparant la moyenne et la variance de la différence entre chacune des 10 estimations moyennes à chaque densité de l'échantillonnage et la densité réelle de l'espèce végétale concernée, il est possible d'estimer laquelle des

deux méthodes est plus susceptible de donner un résultat exact à n'importe quelle densité donnée de l'échantillonnage pour chaque espèce testée. Le tableau 12 montre la probabilité (test-t) avec laquelle on peut affirmer que l'une ou l'autre des deux méthodes aura tendance à donner un résultat plus exact.

11.3.3 Discussion et conclusion

Dans la simulation, on a fait 100 estimations de la densité de chaque espèce en utilisant chaque méthode. En pratique, on devrait probablement faire seulement une ou deux estimations dans une superficie donnée. Toute estimation unique de la densité de n'importe quelle espèce testée ici, par l'une ou l'autre méthode va probablement être une mauvaise estimation de la densité réelle. Les superficies de moins d'un hectare environ, soit en une parcelle soit en une bande d'interception, fourniront très peu d'informations sur la densité des ligneux sahéliens ou sur la composition floristique de la zone environnante. De très grandes zones donnent sans aucun doute de meilleures estimations bien que la quantité de travail importante impliquée en échantillonnant de si grandes zones soit probablement injustifiée. Dans ce contexte, il est utile de faire remarquer qu'en 1984, dans la zone de Fété Ole il y avait une moyenne d'environ 460 ligneux par hectare (approximativement 350 *Boscia senegalensis*, 50 *Balanites aegyptiaca*, 46 *Guiera senegalensis*, 6 *Grewia*, 3,5 *Acacia senegal* et 3,6 autres).

En certaines parties du Sahel la différence dans la densité des ligneux poussant sur les crêtes des dunes et dans les creux est très nette. Dans ces régions, l'échantillonnage stratifié dans les deux zones donnera certainement

des résultats plus exacts qu'un échantillonnage non-stratifié. Un tel échantillonnage stratifié fournira aussi des informations sur les préférences de l'habitat des différentes espèces qui ne seraient pas présentes dans un échantillon non-stratifié. Cependant, dans de nombreuses régions, telle Fété Ole, les creux et dômes sont disposés d'une manière tellement aléatoire que même déterminer le taux de recouvrement du sol par les deux catégories peut être problématique.

Si une estimation exacte de la densité est nécessaire - par exemple, si le travail a pour but de fournir une comparaison de la densité entre zones - la meilleure technique est probablement de prendre la valeur moyenne de plusieurs longues bandes d'interception chacune couvrant au moins un hectare. Si les considérations du temps ou du travail signifient que l'on doit rechercher dans une zone des superficies plus petites, des parcelles circulaires d'environ un hectare fournissent probablement l'estimation la plus économique et raisonnablement exacte.

En ce qui concerne la surveillance continue, la densité absolue des ligneux est moins importante que l'est la tendance de la densité dans le temps. Dans ce cas, la méthode de choix consiste certainement à utiliser une parcelle circulaire d'un hectare ou plus dont le centre a été marqué exactement. Son rayon devrait être mesuré à l'aide d'une corde non élastique ou un fil de fer. Les mesures peuvent donc être répétées d'année en année au même emplacement avec très peu de chance d'échantillonner par erreur le mauvais endroit - ce qui serait plus difficile à garantir avec les bandes d'interception. Néanmoins, si il y a une raison de croire que le point de repère va être enlevé ou perdu entre les années, les longues bandes

d'interception couvrant environ un hectare sont par conséquent probablement plus sensibles aux changements en densité que le sont les parcelles circulaires de superficie équivalente dont le centre varie d'année en année.

12 Résumé et discussion

12.1 Les résultats coûtent du temps et de l'argent

La collecte des données sur le terrain est coûteuse et prend du temps. Au moins la moitié du coût d'une unité de surveillance écologique continue devrait être inscrit au budget pour collecter les données de terrain et au moins un tiers du temps des membres du personnel sera probablement passé sur le terrain. En localisant le bureau principal de l'unité dans la zone d'étude ou aussi près que possible ou bien en louant des logements et un bureau pour une station de terrain dans la zone, on pourrait légèrement réduire les coûts.

On devrait évidemment faire en sorte que les échantillons collectés sur le terrain donnent la quantité d'informations la plus grande possible pour l'effort impliqué. Toutefois, si la méthode est trop compliquée il est peu probable qu'elle puisse être répétée partout ou même d'année en année aux mêmes stations. L'échantillonnage sur le terrain est donc le goulot financier et en main-d'oeuvre pour la plupart des programmes de suivi écologique continu. Les données recueillies par les vols de reconnaissance à basse altitude suivent des règles simples (voir GEMS 1986c) et les données satellites peuvent être examinées à loisir au bureau.

12.2 Le temps et l'argent dépensés pour la conception d'un échantillon sont un investissement

Les résultats trompeurs sont pires qu'inutiles. La valeur des données quantitatives sur la composition de la végétation dépend de la procédure d'échantillonnage employée pour les obtenir. L'effort initial consacré à concevoir, à mettre en place et tester une stratégie d'échantillonnage devrait être vu comme une partie essentielle du travail de l'unité.

Ayant décidé des buts et moyens d'une unité, l'une des premières tâches est de stratifier la zone dans laquelle l'échantillonnage va prendre place. Les limites des différentes strates sont, dans une certaine mesure, subjectives mais de nombreuses méthodes existent pour aider à prendre des décisions. S'il y a le moindre doute, il est toujours préférable de stratifier la zone (s'il ne s'agit pas d'un travail trop important) avant d'échantillonner que de supposer que la zone est homogène. Les échantillons peuvent toujours être regroupés mais il est peu probable que, plus tard, on pourra diviser les données en parties distinctes correspondant à la strate sur le terrain.

12.3 Tester le système sur le terrain

Il se peut que l'unité passe au moins une saison de terrain à tester et redéfinir le système d'échantillonnage. Pour certains paramètres, le temps passé à améliorer et rationaliser le modèle pourrait s'étendre sur plusieurs années.

12.4 Tester le système par simulation informatisée

Si initialement les données sont collectées sur le terrain, avec l'intention de fournir à l'unité une idée sur la distribution des paramètres d'intérêt, il devrait être possible d'établir des simulations informatisées des différents systèmes d'échantillonnage pour tester leur efficacité, leur précision et leur exactitude. Cette approche a l'avantage que des systèmes radicalement différents peuvent être testés à moindre coût et sans risque et le travail devrait conduire à une liste des systèmes sélectionnés à tester sur le terrain.

12.5 Analyse

Les données coûteuses méritent un traitement de qualité: l'analyse devrait aussi bonne que les données le permettent. L'inventaire et le suivi continu coûtent cher et l'investissement dans un mini-ordinateur et des logiciels associés représentera une toute petite partie du budget mais une amélioration majeure des possibilités et de la qualité de l'analyse. Aux prix actuels, le coût d'un logiciel sera probablement de l'ordre de trois à cinq fois le coût du matériel. Pour les besoins particuliers du projet, certains programmes seront certainement écrits par le personnel du projet et il sera nécessaire d'engager un informaticien aussi bien qu'un statisticien pour le traitement et l'analyse des données.

12.6 Rapports

On évalue souvent un document d'après les premières impressions. Un rapport qui est bien présenté avec une mise en page soignée et avec des diagrammes attrayants incitera le lecteur à traiter son contenu avec intérêt et respect. Si le lecteur trouve que le document n'est pas seulement bien présenté mais écrit d'une façon claire et dans un style sans prétention et que les idées qu'il contient sont transmises facilement et naturellement, il ou elle s'y réfèrera sans doute souvent. Si, d'un autre côté, le lecteur doit faire des efforts pour comprendre, il est fort probable qu'il sera mis de côté et donc que l'information qu'il contient sera effectivement perdue.

La réputation de l'unité de surveillance continue de l'environnement et des ressources naturelles peut donc dépendre de ses publications. Des contributions à la littérature sur la surveillance continue des pâturages de qualité élevée et opportunes encourageront le respect et, on peut l'espérer, l'action.

Annexe 1a: Standardiser la collecte des données: Paragraphe 2.6.7 du
manuel de surveillance écologique continue (Ed Clarke 1986)

Chaque programme de surveillance continue de la végétation devrait avoir une série de questionnaires (feuilles de contrôle) standard employés aux différentes étapes de la collecte des données et de l'analyse:

1. Les questionnaires pour les méthodes exposent dans leurs lignes générales, point par point, comment chaque procédure est utilisée pour collecter les données sur le terrain. Chaque personne nouvellement incorporée au programme devrait, lors de ses premières missions sur les terrain, être accompagnée d'une personne expérimentée et devrait procéder à ces méthodes jusqu'à ce qu'elle les ait entièrement comprises.
2. Les questionnaires de collecte des données devraient être standardisés pour chaque technique de suivi continu pour que les données soient toujours recueillies sous la même forme. Ces questionnaires devraient contenir des informations uniques concernant chaque échantillon, telles que la date, l'heure et la localisation de l'échantillonnage et devraient laisser un espace pour les observations générales sur les données échantillonnées. Ils devraient être établis sous une forme tabulaire de sorte que, pour chaque échantillon, chaque inscription des données d'un type déterminé soit notée dans exactement le même espace.
3. De retour au bureau, après que l'on ait récolté les données, on se sert de questionnaires de réduction des données pour exécuter les premières analyses des données telles que calculer les moyennes, variances et autres propriétés des échantillons. Ils devraient être un moyen pour initialement réunir les données de plusieurs échantillons sous une forme générale résumée.

4. Les questionnaires de résumé final devraient être élaborés pour condenser les données de plusieurs questionnaires en un résumé des statistiques qui laisse voir les grands traits qui sont suivi continuellement. Ces questionnaires fourniront les informations utilisées dans les rapports provisoires et finals.

Quand un programme de suivi continu de la végétation est planifié et exécuté, il est essentiel que, dès le début, chaque participant comprenne exactement comment on s'est servi des données et quelle sera leur forme finale. Les directeurs de projet, en particulier, devraient très bien comprendre comment chaque type de données va être résumé et analysé et quel est son rôle dans les buts du suivi continu. Il n'est pas suffisant de collecter les données et d'espérer que leur analyse révélera quelque chose d'intéressant.

Annexe 1b: Commentaire sur la standardisation de la collecte des données

En général, les unités de suivi écologique continu recueille et analyse de telles quantités de données que l'utilisation d'un micro-ordinateur est aujourd'hui pratiquement indispensable. Alors que le prix de ce genre de machines diminue, leurs capacités et moyens augmentent rapidement.

Des ordinateurs portatifs fonctionnant avec une petite batterie peuvent être spécifiquement programmés avec un logiciel conçu pour permettre, sur le terrain, d'entrer directement les données dans la machine (Harding comm. pers.). Les "questionnaires de collecte des données" mentionnés ci-dessus sont ensuite remplacés par des menus standard ou des questions en série, comme il convient. Une facilité pour corriger les données en cours d'affichage est indispensable.

La majorité des unités ne possèdent pas encore d'ordinateurs qui conviennent à la collecte des données et vont continuer à collecter les données de terrain avec une feuille de contrôle (questionnaire) et un crayon. Au bureau, on peut directement entrer dans un ordinateur les informations enregistrées sur des questionnaires de collecte des données correctement conçus. Les "questionnaires de réduction des données" mentionnés dans le paragraphe 3 ci-dessus peuvent donc être créés automatiquement par des programmes écrits sur mesure pendant la saisie et la validation des données. De la même façon, les questionnaires de résumé final pourraient très bien être créés par le programme final du logiciel d'analyse.

Annexe 2: Dérivation de la formule employée dans la méthode du PCQ
(Pollard 1979)

Hypothèses du modèle:

1. Les troncs sont distribués au hasard.
2. La densité des troncs est uniforme quand on considère des superficies assez grandes.
3. La zone d'étude est effectivement infinie.

Si la distance de l'emplacement de l'échantillon à l'arbre le plus près est r , alors il y a un cercle autour de l'emplacement de l'échantillon d'une largeur dr et d'une superficie $(2\pi r)dr$ qui contient exactement un arbre. Si la densité des arbres est D , alors, d'après la distribution Poisson, la probabilité qu'une superficie $(2\pi r)dr$ contienne exactement un arbre est $(2\pi D r)dr$. Il y a une superficie $A=\pi r^2$ autour de l'emplacement dans laquelle il n'y a pas d'arbres. Encore une fois, la distribution Poisson fait que la probabilité qu'une superficie A contienne aucun arbre est $p=\exp(-AD)$. D'après ces deux probabilités indépendantes, la distance moyenne d à l'arbre le plus près est

$$\begin{aligned}d &= 2\pi r^2 D \exp(-AD) dr \\&= 2\pi \Gamma(1+1/2) / (2(\pi D)^{(3/2)}) \\&= 2\pi D^{(1/2)} \pi^{(1/2)} / (2\pi D / \pi^{(1/2)} D^{(1/2)}) \\&= 1/(2D^2)\end{aligned}$$

donc $D = (1/2d)^2$

Cette formule établit un rapport entre la densité des arbres de la superficie et la distance moyenne à l'arbre le plus près sans tenir compte de la direction. si la distance à l'arbre le plus près dans chacun des 4 quadrats est mesurée, l'équation initiale devient

$$d = 2\pi r^2 (1/4) D \exp(-DA/4) dr$$

menant à $D = (1/d)^2$

Annexe 3: Indices de la dégradation du sol

A3.1 Sol biologiquement dégradé

Au Sahel, il y a deux indicateurs importants d'un sol biologiquement sévèrement dégradé.

A3.1.1 Espèces indicatrices

Zornia glochidiata pousse en abondance, presque à l'exclusion d'autres espèces, dans les zones de dégradation intense et de déstructuration du sol à proximité des abreuvoirs.

Calitropis procera pousse généralement dans les sols qui ont été cultivés et qui sont épuisés et dans les zones de surpâturage intensif, souvent près des villages ou des campements.

A3.1.2 Croissance des algues sur sol pelliculaire

Dans le Sahel sableux, une algue Cyanophytes noirâtre (genre *Scytonema*) pousse parfois sur sol pelliculaire. Ces algues forment une couche hydrophobe qui rend le sol imperméable à la pluie et par conséquent le rend stérile. Cette dernière condition peut être détectée par la surface du sol nue et pelliculaire, légèrement plus foncée que le sable sous-jacent.

A3.1.3 Restes de termitières

Certains sols sont parsemés des taches blanchâtres circulaires sur lesquelles aucune plante ne pousse. Ce sont les traces d'anciennes termitières et semblent résister à la colonisation par les plantes sahéliennes, probablement à cause de la compacité et de la cimentation du sol.

A3.1.4 Structure du sol détruite par le bétail

Les zones de sable meuble profond mélangé avec des bouses réduites en poudre présentes près des points de forte concentration en bétail et le sable meuble des principales pistes de bétail indiquent une utilisation intense et une dégradation mécanique de l'environnement. La superficie de ces zones sévèrement dégradées est normalement limitée et en général, les implications écologiques directes ne sont pas sérieuses. La présence de telles zones pourrait cependant indiquer un surpâturage dans le voisinage immédiat.

A3.1.5 Broutage intense

Des zones peuvent devenir dénudées par surpâturage, spécialement à la fin de la saison sèche. Les indices d'une telle utilisation abusive comprennent probablement un chaume court restant au niveau du sol, des racines dénudées de graminées et de nombreuses empreintes de sabots ou autres indications d'une surface du sol dégradée.

A3.2 Erosion

A3.2.1 Erosion hydrique

Les indices de l'érosion hydrique sont plus nets juste après un orage et comprend des ruisseaux boueux résultant de l'orage et des traces de dépôts de sol à la base des pentes. Des types spécifiques d'érosion hydrique peuvent être distingués:

A3.2.1.1 Erosion en ruisseaulet ou rigole

Les rigoles et ruisseaulets sont souvent présents près ou dans les pare-feux et champs et peuvent être spectaculaires dans le lit des ruisseaux à proximité des villages dans les zones avec des sols gravillonneux. Les ruisseaulets dans les sols sableux sont souvent rapidement oblitérés par l'action du vent ou du bétail. Dans les zones où l'érosion en rigole est relativement sévère, les racines des buissons et des arbres peuvent être dénudées (voir érosion éolienne).

A3.2.1.2 Erosion en nappe

Il y a six indices de l'érosion en nappe relativement faciles à reconnaître:

1. Les pierres sont perchées sur des piédestals de terre. La surface du sol environnante a été enlevée sur la profondeur du piédestal.
2. Le gravier et les pierres restent sur la surface alors que le sable et les fines particules de terre ont été retirés du sol (voir érosion éolienne).
3. Les plantes sont en général perchées sur des monticules. On peut aussi rencontrer cette structure dans la situation saine où les plantes prennent

pied sur les accumulations de détritiques de plantes ou dans le cas malsain de l'accumulation du sol déposé par l'érosion éolienne ailleurs.

4. On note l'accumulation du sol sur la face montante des obstacles et sa disparition sur le côté descendant.

5. Dans certaines zones le sol concrété ferrugineux sous-jacent est mis à nu par l'érosion (ou rarement par d'autres processus). Dans l'avenir proche, ces taches de latérite ont peu de chances de supporter des plantes ayant une importance pour le bétail.

6. La litière des plantes est absente de certaines taches et est accumulée en de petites digues serpentantes de 1 cm à 5 cm de hauteur.

A3.2.2 Erosion éolienne

Le rapport FAO/UNEP/UNESCO (1979) montre que la plupart du Sahel est sujet à l'érosion éolienne. On trouve les indices les plus nets de l'érosion éolienne avant les premières pluies. Ils sont:

1. Vents de sable- ou de poussière, d'origine locale et tourbillons de sable.
2. Saltation des grains de sable lors des vents forts. Avec le vent, le déplacement du sable peut former des rideaux de sable qui serpentent à travers la surface.
3. Grandes étendues recouvertes par des plaques de sol nu compacté dont la couche supérieure sableuse a été enlevée ; le côté aval de ces superficies sont souvent bordés par des rides de sable meuble ou par du sable tassé à la base des plantes.

Quand le sol nu est exposé à la pluie les zones sableuses peuvent devenir stériles et les particules argileuses de plus petites tailles des couches

supérieures peuvent être entraînées vers une couche inférieure où elles forment une masse dense. Les plus gros grains de sable au-dessus de la couche dense sont ensuite dispersés laissant la masse dense former une croûte au soleil. La pluie suivante ruisselle sur la croûte et les graines en-dessous de la croûte ne germent jamais. Cette condition est facilement détectée par la structure laminaire compacte de la surface du sol qui fait qu'il est possible de détacher des plaques de sable cohérent de la croûte supérieure.

4. Le gravier et les pierres restant sur la surface du sol, le sable et le sol fin ayant été emportés (voir érosion hydrique).

5. Les marques de rides ("ripple-marks") dans le sable meuble ou les toutes petites dunes de sable meuble formées à la surface du sable dur pelliculaire.

6. La formation de nappes sableuses, mini-dunes ou dunes. Dans les zones où des cultures ont été tentées, les nappes sableuses peuvent oblitérer toutes les traces des champs et des pistes, laissant seulement le sommet des piquets pour indiquer la configuration des haies.

7. L'accumulation de sable derrière les haies, troncs des arbres et autres obstacles. Le dépôt est normalement arrondi face au vent et en forme de pointe sous le vent. Près des haies il y a souvent de nettes rigoles créées par le vent qui traversent les dépôts sableux.

8. Le déracinement des arbres et des buissons dans les zones de sable profond non compacté.

Alors que la plus grande partie du Sahel de l'ouest connaît la brume sèche qui peut réduire la visibilité à quelques dizaines de mètres, ce phénomène n'est pas un bon indicateur de la détérioration de l'écosystème local. Ses origines peuvent être à plusieurs centaines de kilomètres de la zone affligée (Kalu 1979).

A3.3 Condition du sol et de la litière

Stoddart et al (1975) ont classé les conditions du sol et de la litière en cinq groupes qui mettent l'accent sur les effets de l'érosion hydrique dans la dégradation du sol. Au Sahel, où l'érosion hydrique est moins marquée que l'érosion éolienne, les classes de dégradation pourraient être:

1. Aucune. Aucune trace de déplacement du sol. Couche supérieure du sol est intacte, contenant des détritiques organiques et recouverte par une litière des années précédentes bien dispersée.
2. Mineure. Il est difficile de reconnaître les déplacements du sol. Où ils sont détectés, de petits ruisselets se terminent en éventail, accumulations en amont ou sous le vent des tiges ou de la litière. La Litière est sporadiquement dispersée et s'accumule contre les obstacles.
3. Evidente. Déplacement du sol visible. Il peut y avoir des piédestals ou des monticules autour des tiges des plantes. Marques de rides ou ruisselets peuvent être présentes. Litière mal dispersée.
Taches nues.
4. Avancée. Déplacement du sol nettement reconnaissable. Racines dénudées ou tiges enterrées. Traces de rides près des grandes taches de sol nu. Sable accumulé derrière les obstacles. Si le relief est perceptible, la pente au vent peut montrer de grandes surfaces érodées et la pente sous le vent du sable meuble. Où elle est présente, la litière est a été rassemblée en taches par l'eau ou le vent.

5. Sévère. En saison sèche, surfaces importantes de sol nu. Dans les zones de relief suffisant, en saison des pluies il y a des ravines actifs avec des bords raides. Pavés d'érosion ou sol concrété mis à nu sur les sols gravillonneux. Litière en générale absente. En saison sèche, sable soufflant se déplace sur toute la surface du sol en une forte brise. Ligneux peuvent être déracinés ou partiellement enterrés.

Annexe 4a: Questionnaires suggérés pour l'évaluation de la condition du
pâturage.

Ce questionnaire est un guide provisoire pour la classification d'un échantillon. Si les évaluations de la condition des pâturages sont exigées, il sera nécessaire de standardiser les évaluations subjectives. Ce questionnaire est sensé aider à la standardisation en énumérant les différents composants avec lesquels on peut estimer la condition.

Après avoir écrit son nom et la date, l'observateur note le numéro de l'emplacement ou toute autre indication. Ensuite, utilisant le guide en annexe 4b pour faire la classification, il assigne un chiffre (0-5) au taux de recouvrement de la strate herbacée. Les autres cases dans la même colonne sont successivement remplies avec les valeurs appropriées. On verra que les chiffres élevés indiquent une mauvaise condition. Si on le souhaite, on peut ensuite donner une valeur unique à l'emplacement ; elle pourrait être le total de toutes les valeurs individuelles (dans ce cas, un emplacement en excellente condition sera évaluer à 0 alors qu'un dans une condition effroyable pourrait être estimé dans la trentaine supérieure - la valeur maximale de 41 étant très improbable). On pourrait aussi composer une valeur unique en pesant les contributions relatives des différents composants: ainsi, pour une application particulière, les paramètres de la végétation pourraient compter plus fortement que les sols. Les valeurs partielles, additionnées séparément pour la végétation et les sols, transmettent des informations supplémentaires qui peuvent être importantes pour l'utilisateur des données.

Observateur: _____

Date: _____

Numéro emplacement: | | | | | | | | | | | |

Strate Couvert
herbacée Utilisation | | | | | | | | | | | |

Ligneux Régénération
Ut. par humains
Ut. par bétail | | | | | | | | | | | |

Dispersion Litière | | | | | | | | | | | |

Sols Perméabilité
Cont. organique
Structure | | | | | | | | | | | |

Erosion Eolienne
Hydrique | | | | | | | | | | | |

Annexe 4b: Guide pour faire la classification de la condition écologique d'un emplacement d'un échantillon au Sahel.

Strate herbacée

taux de recouvrement

0. Continu (taches de sol nu inférieur à 5%)
1. Clairesemé (sol nu 5-25%)
2. En taches (sol nu 25-50%)
3. Discontinu (sol nu 50-75%)
4. Piqueté (sol nu 75-95%)
5. Absent (sol nu 95-100%)

Utilisation

0. Nulle. Pas d'utilisation par le bétail discernable.
1. Insignifiante. Traces d'utilisation, concentrées sur quelques espèces.
2. Légère. Quelques espèces certainement pâturées.
3. Modérée. Quelques espèces fortement pâturées.
4. Importante. Chaume dans environ la moitié des zones enherbées.
5. Sévère. Strate herbacées presque entièrement sous forme de chaume.

Ligneux

Régénération

0. Complète. semis des principaux ligneux présents.
1. Sélective. Semis et jeunes plants de quelques espèces.
2. Aucune. Pas de traces de semis.

Utilisation par le bétail

- | | |
|-------------------|--|
| 0. Nulle. | Pas d'utilisation par le bétail discernable. |
| 1. Insignifiante. | Traces d'utilisation concentrées sur quelques espèces. |
| 2. Légère. | Quelques espèces certainement broutées. |
| 3. Modérée. | Quelques espèces fortement broutées |
| 4. Importante. | Feuilles manquantes ou sévèrement endommagées pour environ la moitié des ligneux. |
| 5. Sévère. | Feuilles manquantes ou sévèrement endommagées sur la plupart ou toutes les espèces appétibles. Petites branches endommagées. |

Utilisation par les humains

- | | |
|-------------------|--|
| 0. Nulle. | Pas d'utilisation par les humains discernable. |
| 1. Insignifiante. | Quelques marques de hache, concentrées sur quelques espèces. |
| 2. Légère. | Branches de quelques espèces coupées. |
| 3. Modérée. | Quelques espèces fortement endommagées par des coups de hache. |
| 4. Importante. | Domage à la hache sur environ la moitié des ligneux. |
| 5. Sévère. | Nombreux ligneux à terre, la plupart des ligneux restant sont endommagés par des coups de hache. |

Litière

Dispersion

0. Régulière. Bien dispersée, pas de taches nettes.
1. Irrégulière. Sporadiquement dispersée, petites superficies de sol mis à nu.
2. Pauvre. superficies importantes dégagées, quelques accumulations.
3. Dérangée. Litière ramassée par le vent ou l'eau en petits barrages contre les obstacles. La plupart des zones n'ont pas de litière.
4. Déplacée. Litière pratiquement absente.

Sols: Apparence de la plupart des superficies de sol nu à l'emplacement de l'échantillon.

Perméabilité: 0. Perméable

1. Sol dur compact

2. Surface du sol pelliculaire et scellée

Contenu organique: 0. Présent; inclut litière et nombreuses graines

1. Présent mais peu de graines

2. Réduit

3. Très peu ou aucun

Structure: 0. Apparemment intacte

1. Apparemment dérangée

2. Aucune: par ex. sol concrété mis à nu ou sable soufflé mou.

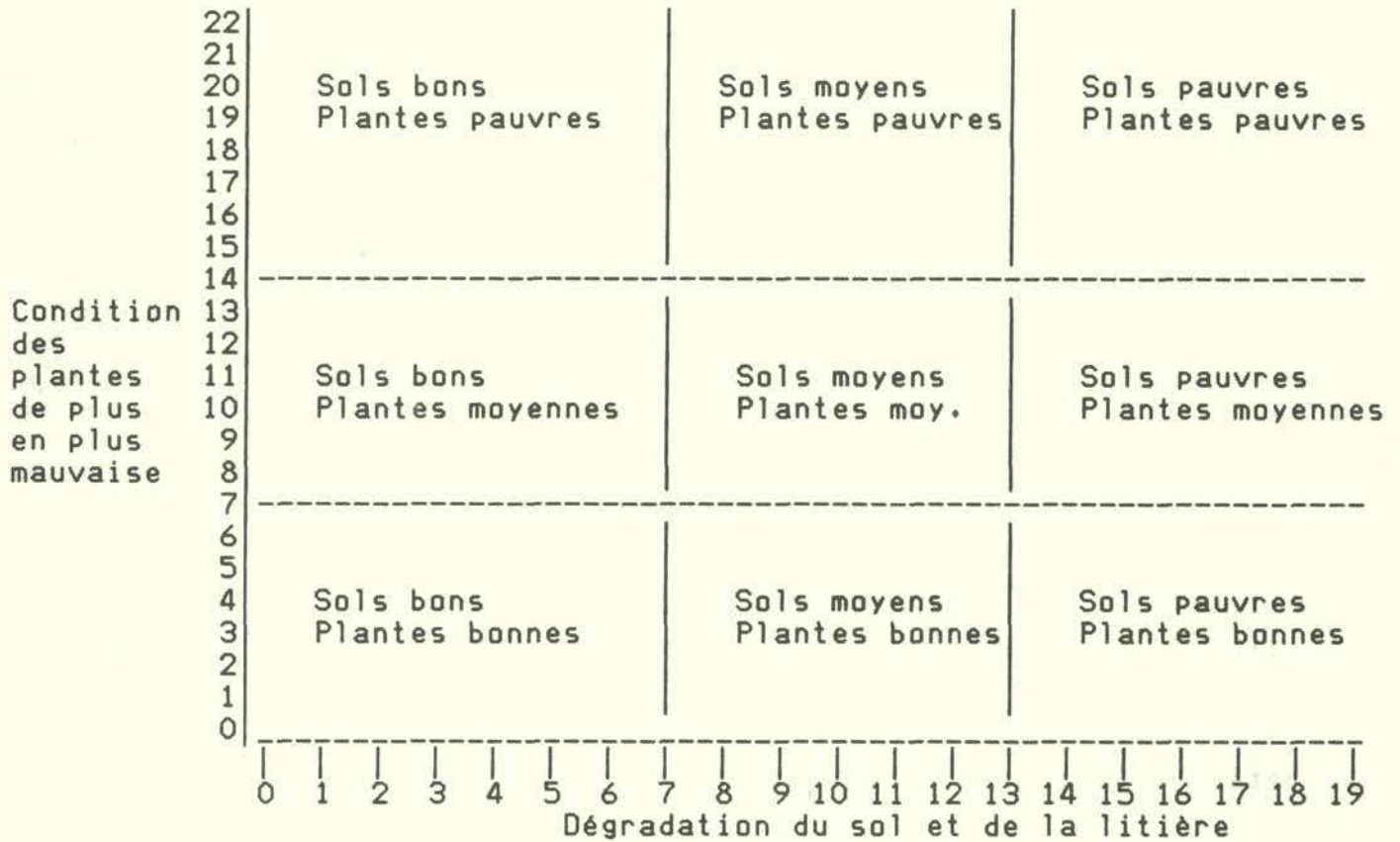
Erosion éolienne

0. Aucune. Pas de traces de déplacement du sol induit par le vent.
1. Faible. Accumulations discernables du côté sous le vent des obstacles.
2. Modérée. Marques de rides dans les zones sableuses.
3. Importante. Marques de rides, de creusement, accumulations de sable meuble.
4. Sévère. En saison sèche, le vent soufflant se déplace sur toute la surface du sol en fortes brises. Ligneux peuvent être déracinés ou partiellement enterrés par du sable mou.

Erosion Hydrique:

0. Aucune. Pas de traces de déplacement du sol induit par l'eau.
1. Faible. Accumulations discernables sur la pente montante des obstacles.
2. Modérée. Ravines dans les zones de relief. Pierres et plantes sur des petits piédestals.
3. Importante. Racines mises à nu; rigoles, piédestals prononcés.
4. Sévère. Ruisselets ou traces nettes d'érosion en nappe. Ligneux avec racines dénudées, s'affaissant ou tombés.

Si on le souhaite, chaque emplacement pourrait être représenté sur un graphique en deux dimensions, avec la condition de la végétation (valeurs de la strate herbacée + végétation ligneuse) sur un axe et la condition du sol et de la litière sur l'autre axe.



Bibliographie

La collection d'essais et de rapports publiés par le Conseil National de la recherche / Académie Nationale du Comité des Sciences sur le Développement des stratégies pour la gestion des pâturages (the National Research Council / National Academy of Sciences Committee on Developing Strategies for Rangeland Management, 1984) se montrera très intéressante pour le gestionnaire des pâturages et pour les unités de surveillance écologique continue.

Des bibliographies substantielles sont jointes à plusieurs articles ou livres de cette liste. En particulier:

Grieg-Smith (1964) énumère quelques 480 titres d'un intérêt direct pour la conception de l'échantillonnage de la végétation.

Mueller-Dombois et Ellenberg (1974) incluent environ 440 titres concernant la classification, l'échantillonnage et l'analyse de la végétation. Plusieurs articles cités sont écrits en allemand ou en français.

Schemnitz (1980) contient quelques 3300 titres qui concernent en grande partie l'inventaire et la gestion de la faune sauvage nord américaine.

- Andresen J.W. and J. McCormick (1962) An evaluation of devices for estimation of tree cover. *Broteria Series Trimest. Cienc Nat.* 31(1):15-30
- Baumer M. (1983) Notes on trees and shrubs in arid and semi-arid regions. EMASAR Phase II. Plant Production and Protection Division, Food and Agriculture Organisation of the United Nations. Rome.
- Beals E.W. (1984) Bray-Curtis ordination: an effective strategy for an analysis of multivariate ecological data. *Advances in Ecological Research* 14:1-55
- Bernes C., B. Giege, K. Johansson and J.E. Larsson (1986) Design of an Integrated Monitoring Programme in Sweden. *Environmental Monitoring and Assessment* 6: 113-126
- Bitterlich W. (1948) Die Winkelzählprobe. *Allg. Forst um Holzwirtschaft* 59:4-5
- Bodechtel H. (1986) Thematic mapping of natural resources with the Modular Optoelectronic Multispectral Scanner (MOMS). Pp 121-136 In: Szekiela K.-H. (Ed) *Satellite Remote Sensing for Resources Development*. United Nations Department of Technical Cooperation for Development / German Foundation for International Development. Graham and Trotman. London.
- Boudet G. (1983) Systèmes de production d'élevage au Sénégal. Etude du couvert herbacé. Groupe de Recherches Interdisciplinaires en Zones Arides. Lutte contre l'Aridité en pays Tropicaux.
- Braun-Blanquet J. (1964) *Pflanzensoziologie, Grundzüge der Vegetationskunde*. Third Edition. Springer-Verlag. New York.
- Canfield R.H. (1941) Application of the line interception method in sampling range vegetation. *Journal of Forestry* 39(4):388-394
- Catana H.J. (1963) The wandering quarter method of estimating population density. *Ecology* 44:349-360
- Clarke R. (1986) *The handbook of Ecological Monitoring*. A GEMS/UNEP Publication. Clarendon Press. Oxford.
- Cooper C.F. (1957) The variable plot method for estimating shrub density. *Journal of Range Management* 10(3):111-115
- Cooper C.F. (1963) An evaluation of variable plot sampling in shrub and herbaceous vegetation. *Ecology* 44(3):565-569
- Cottam G. and J.T. Curtis (1956) The use of distance measures in phytosociological sampling. *Ecology* 37:451-460
- Daubenmire R.F. (1958) A canopy-cover measure of vegetation analysis. *Northwest Science* 33:43-64
- Daubenmire R.F. (1968) *Plant Communities: a textbook of plant synecology*. Harper and Row. New York.
- El-Shalzly E.M., M.A.A. Hady and M.M. El-Shalzly (1977) Groundwater studies in arid areas in Egypt using Landsat satellite images. *Proceedings of the 11th International Symposium on Remote Sensing of the Environment*. Pp 1365-1372.

- Ellison L. (1942) A comparison of methods of quadratting short-grass vegetation. *Journal of Agricultural Research* 64:595-614
- FAO/UNEP/UNESCO (1979) A provisional methodology for soil degradation assessment. Land and Water Development Division of the Food and Agriculture Organisation of the United Nations. Rome.
- Field D.I. (1977) Range monitoring in Botswana 1973-1977. Division of Land Utilization of the Ministry of Agriculture. Gaborone.
- Field D.I. and A. Glatzle (1978) Monitoring the Kalahari desert. Pp 193-197 In: *Proceedings of the First International Rangelands Congress*. Society for Range Management. Denver.
- Foran B.D., G. Bastin and K.A. Shaw (1986) Range assessment and monitoring in arid lands: the use of classification and ordination in range survey. *Journal of Environmental Management* 22: 67-84
- Garrison G.A. (1949) Uses and modifications for the "moosehorn" crown closure estimator. *Journal of Forestry* 47:733-735
- Garrison G.A., A.J. Bjugstad, D.A. Duncan, M.E. Lewis and D.R. Smith (1977) Vegetation and environmental features of forest and range ecosystems. United States Department of Agriculture. Forest Service Agricultural Handbook No 475
- GEMS (1986a) Introduction to the Sahelian Pastoral Ecosystems Project. Global Environment Monitoring System Sahel Series No 1. UNEP/FAO
- GEMS (1986b) Rainfall in the Ferlo (Sahelian region of north Senegal) since 1919. Global Environment Monitoring System Sahel Series No 2. UNEP/FAO
- GEMS (1986c) Use of Light Aircraft in the Inventory and Monitoring of Sahelian Pastoral Ecosystems. Global Environment Monitoring System Sahel Series No 3. UNEP/FAO
- GEMS (1986d) Use of remote sensing to estimate grass-level production in the Sahel. Global Environment Monitoring System Sahel Series No 5. UNEP/FAO
- GEMS (1986e) Woody vegetation cover in the Sahel. Global Environment Monitoring System Sahel Series No 6. UNEP/FAO
- Grieg-Smith P. (1964) *Quantitative Plant Ecology*. Second Edition. Butterworth's Scientific Publications. London.
- Gysel L.W. and L.J. Lyon (1980) Habitat Analysis and Evaluation. Pp 305-327 In: Schemnitz S.D. (Ed) *Wildlife Management Techniques Manual*. Fourth Edition: Revised. The Wildlife Society. Washington DC.
- Harding R. (1986) Laptop computer used in the field for direct data recording. Personal communication.
- Heady H.F. (1957) The measurement and value of plant height in the study of herbaceous vegetation. *Ecology* 38:313-320
- Hovind H.J. and C.E. Rieck (1970) Basal area and point sampling: interpretation and application. Wisconsin Department of Natural Research Technical Bulletin 23.

Hielkema J. (1977) Application of Landsat data in desert locust survey and control. FAO Desert Locust Application Project: 28.

Kalu A.E. (1979) The African dust plume: its characteristics and propagation across West Africa in winter. Pp 95-118 In: Morales C. (Ed) Saharan Dust. SCOPE 14. John Wiley and Sons. Chichester and New York.

Kinsinger F.E., R.E. Eckert and P.O. Currie (1960) A comparison of the line-interception, variable plot and loop methods as used to measure shrub-crown cover. Journal of Range Management 13:17-21

Klemmedson J.O., M. Hironaka and B.S. Low (1984) Inventory of rangeland resources: summary and recommendations. Pp 571-592 In: Developing strategies for rangeland management. National Research Council/National Academy of Sciences Report. Westview Press. Boulder and London.

Lamacraft R.R. (1978) Observer errors in sampling ecological variables for range condition assessment. Pp 514-516 In: Proceedings of the First International Rangelands Congress. Society for Range Management. Denver.

Lamprey R.H. and P.N. de Leeuw (1986) The use of NOAA-AVHRR imagery for rangeland monitoring. ILCA Internal report. International Livestock Centre for Africa. Nairobi.

Lanly J.-P. (1982) Tropical forest resources. FAO Forestry paper 30. FAO/UNEP(GEMS)

Laycock W.A. (1965) Adaptation of distance measurements for range sampling. Journal of Range Management 18:205-211

Le Houérou H. (1980) Phytocological surveys for land use planning and agricultural development: 25 years of experience in the arid zones of Africa. Pp 154-158 In: Arid land resource Inventories: Developing Cost-Efficient Methods. United States Department of Agriculture. Forest service. General technical report WO-28.

Le Houérou H. (1986) Inventaire et surveillance continue des écosystèmes pâturés sahéliens. Rapport technique rédigé pour le compte de la FAO et du PNUE. FAO/UNEP technical report.

Le Houérou H.N. and C.J. Grenot (1986) The grazing lands ecosystems of the African Sahel: state of knowledge 1986. In: Coupland R.T. (Ed) Natural Grasslands. Ecosystems of the World Vol 8. Elsevier. Amsterdam.

Levy E.B. and E.A. Madden (1933) The point method of pasture analysis. New Zealand Journal of Agriculture 46:267-279

Mack R. and D.A. Pyke (1979) Mapping individual plants with a field-portable digitizer. Ecology 60:459-461

McNaughton S.J. (1979) Grassland-Herbivore dynamics. In: Sinclair A. and M. Norton-Griffiths (Eds) Serengeti, dynamics of an ecosystem. University of Chicago Press. Chicago.

Morrison R.G. and G.A. Yarranton (1970) An instrument for rapid and precise point sampling of vegetation. Canadian Journal of Botany 48:263-297

Mueller-Dombois D. and H. Ellenberg (1974) Aims and Methods of vegetation ecology. John Wiley and Sons. New York and London.

National Research Council / National Academy of Sciences Committee on Developing Strategies for Rangeland Management (1984) Developing Strategies for Rangeland Management. Westview Special Studies in Agriculture Science and Policy. Westview Press. Boulder and London.

Neal D.L. and J.L. Neal (1973) Uses and capabilities of electronic capacitance instruments for estimating standing herbage. Part I. History and development. British Grassland Society Journal 28:81-89

Noy-Meir I. and B.H. Walker (1985) Stability and resilience of rangelands. Proceedings of the Second (1984) International Rangelands Congress - Rangelands: a resource under siege. Australian Academy of Science. Adelaide.

Ogden P.R. (1984) Adequacy of inventory data for management interpretations: A critique. Pp 765-772 in: Developing strategies for rangeland management. National Research Council/National Academy of Sciences Report. Westview Press. Boulder and London.

Payne G.F. (1974) Cover-weight relationships. Journal of Range Management 27:403-404

Pearson H.A. and J.W. Thomas (1984) Adequacy of inventory data for management interpretations. Pp 745-763 in: Developing strategies for rangeland management. National Research Council/National Academy of Sciences Report. Westview Press. Boulder and London.

Pearson R.L., L.D. Miller and C.J. Tucker (1976) Hand-held spectral radiometer to estimate graminaceous biomass. Applied Optics 15:416-418

Pollard J.H. (1979) A Handbook of Numerical and Statistical Techniques. With examples mainly from the life sciences. Cambridge University Press. Cambridge.

Poole R.W. (1974) Quantitative Ecology. McGraw-Hill. New York.

Poupon H. (1980) Structure et dynamique de la strate ligneuse d'une steppe sahélienne au nord du Sénégal. Travaux et documents de l'ORSTOM. Paris.

Prince S.D. (1982) Evaluation of Range Management Procedures and the Range Monitoring Programme in Botswana. Consultant's report UNDP/FAO.

Range Inventory Standardisation Committee (1980) Draft standard definitions and terminology. Rangelands 2(4):165-167

Range Term Glossary Committee (1974) A glossary of terms used in range management. Society for Range Management.

Rabinowitch E. (1959) La photosynthèse. Gauthiers-Villars. Paris.

Risser P.G. (1984) Methods for inventory and monitoring of vegetation, litter, and soil surface condition. Pp 647-690 In: Developing strategies for rangeland management. National Research Council/National Academy of Sciences Report. Westview Press. Boulder and London.

Risser P.G. and P.H. Zedler (1968) An evaluation of the grassland quarter method. *Ecology* 52:940-945

Schemnitz S.D. (1980) (Ed) *Wildlife Management Techniques Manual*. Fourth Edition: Revised. The Wildlife Society. Washington DC.

Smith A.D. (1944) A study of the reliability of range vegetation estimates. *Ecology* 25:441-448

Smith E.L. (1978) A critical evaluation of the range condition concept. Pp 266-267 In: *Proceedings of the First International Rangelands Congress*. Society for Range Management. Denver.

Smith E.L. (1984) Use of Inventory and monitoring data for range management purposes. Pp 809-842 In: *Developing strategies for rangeland management*. National Research Council/National Academy of Sciences Report. Westview Press. Boulder and London.

Snedecor G.W. and W.G. Cochran (1980) *Statistical Methods*. Seventh edition. The Iowa State University Press. Ames, Iowa.

Sokal R.R. and F.J. Rohlf (1969) *Biometry*. The principles and practice of statistics in biological research. W.H. Freeman and Company. San Francisco.

Stottart L.A., A.D. Smith and T.W. Box (1975) *Range Management*. McGraw-Hill Book Company. New York.

Teare I.D., G.O. Mott and J.R. Eaton (1966) Beta-attenuation, a technique for estimating forage yield in situ. *Radiation Botany* 6:7-11

Treadwell B.D. and J. Buursink (1980) The Mali land use project: A multiple resource inventory in West Africa. Pp 159-164 In: *Arid land resource inventories: Developing Cost-Efficient Methods*. United States Department of Agriculture. Forest service. General technical report WO-28.

Trachain J.L. (1980) *Ecologie végétale de la zone intertropicale non désertique*. Université Paul Sabatier. Toulouse.

Tucker C.J. (1980) A critical review of remote sensing and other methods of non-destructive estimation of standing crop biomass. *Grass and Forage Science* 35:177-182

Tucker C.J. and C.O. Justice (1986) Satellite remote sensing of desert spatial extent. *Desertification Control Bulletin* 13:2-5.

Vanpraet C.L., M.J. Sharman and C.J. Tucker (1983) Utilisation des images NOAA pour l'estimation de la production primaire en milieu sahélien. In: Vanpraet (ed) *Méthodes d'Inventaire et de Surveillance continue des Ecosystèmes pastoraux sahéliennes: Application au Développement*. Ministère de la Recherche scientifique et technique. Dakar, Senegal. Pp 299-320

Waller S.S., J.K. Lewis, M.A. Brown, T.W. Heintz, R.I. Butterfield and F.R. Gartner (1978) Use of 35mm aerial photography in vegetation sampling. Pp 517-520 In: *Proceedings of the First International Rangelands Congress*. Society for Range Management. Denver.

- Warren-Wilson J. (1963) Estimation of foliage denseness and foliage angle by inclined point quadrats. Australian Journal of Biology 11:95-105.
- Weber F.R., F.J. Holman and V.C. Palmer (1977) Reforestation in arid lands. Volunteers In Technical Assistance (VITA) Publications. Manual Series Number 37E. 3706 Rhode Island Avenue, Mt. Rainier, Maryland.
- Welch D.M., T. Pierce and E.B. Wiken (1980) Large area, low cost resource inventories - Canadian programs, methods and costs. Pp 129-134 In: Arid land resource Inventories: Developing Cost-Efficient Methods. United States Department of Agriculture. Forest service. General technical report WO-28.
- Westoby M. (1980) Elements of a theory of vegetation dynamics in rangelands. Israel Journal of Botanical Research 28:169-194
- WMO (1983) Guide to hydrometeorological practices. World Meteorological Organisation
- WMO/GEMS (1986) The Global Climate System. A critical review of the climate system during 1982-1984. World Climate Data Programme, World Meteorological Organisation/Global Environment Monitoring System.