

**DEKKER, BRAAM**

**EKOLOGIESE SKEIDING TUSSEN GROOT HERBIVORE VAN  
DIE MESSINA-PROEFPLAAS, LIMPOPOVALLEI**

**MSc**

**UP**

**1996**

**EKOLOGIESE SKEIDING TUSSEN GROOT  
HERBIVORE VAN DIE MESSINA-PROEFPLAAS,  
LIMPOPOVALLEI**

deur

**BRAAM DEKKER**

Voorgelê ter vervulling van 'n deel van die vereistes vir die graad

**MAGISTER SCIENTIAE (NATUURLEWEBESTUUR)**

in die Fakulteit Biologiese en Landbouwetenskappe

Departement Vee- en Wildkunde

(Sentrum vir Natuurlewebestuur)

Universiteit van Pretoria

Pretoria

Leier: Prof. Dr. N. van Rooyen

Medeleier: Prof. Dr. J. du P. Bothma

Maart 1996

## INHOUDSOPGAWE

	<u>Bladsy</u>
UITTREKSEL .....	i
ABSTRACT .....	iii
<b>1. INLEIDING .....</b>	<b>1</b>
<b>2. STUDIEGEBIED .....</b>	<b>3</b>
LIGGING EN GROOTTE .....	3
KLIMAAT .....	3
GEOLOGIE.....	6
PLANTEGROEI.....	6
<b>3. PLANTGEMEENSAPPE VAN DIE MESSINA-PROEFPLAAS .....</b>	<b>8</b>
INLEIDING .....	8
METODES .....	8
RESULTATE EN BESPREKING .....	9
<b>Klassifikasie</b> .....	9
<b>Beskrywing van die plantgemeenskappe</b> .....	14
GEVOLGTREKKINGS .....	19
<b>4. VELDTOESTANDBEPALING .....</b>	<b>21</b>
INLEIDING .....	21
METODES .....	22
<b>Veldtoestandtelling</b> .....	22
<b>Staande oes</b> .....	25
RESULTATE EN BESPREKING .....	29
<b>Veldtoestandtelling</b> .....	29
<b>Staande oes</b> .....	29
Kwadratgrootte .....	29

Getal kwadrate .....	29
Droë massa opbrengs .....	35
<b>Beskrywing van die plantgemeenskappe</b> .....	35
GEVOLGTREKKINGS .....	40
<b>5. KWANTIFISERING VAN DIE HOUTAGTIGE PLANTEGROEI</b> .....	42
INLEIDING .....	42
METODES .....	42
<b>Blaar droë massa</b> .....	42
<b>Blaar fenologie</b> .....	43
RESULTATE EN BESPREKING .....	44
<b>Beskrywing van die plantgemeenskappe</b> .....	44
GEVOLGTREKKINGS .....	60
<b>6. WILDDIGTHEID EN WILDVERSPREIDING</b> .....	64
INLEIDING .....	64
METODES .....	64
RESULTATE EN BESPREKING .....	66
<b>Wildgetalle</b> .....	66
<b>Wildverspreiding in die plantgemeenskappe</b> .....	69
<b>Relatiewe voorkoms van wild in die onderskeie</b> <b>plantgemeenskappe</b> .....	73
GEVOLGTREKKINGS .....	77
<b>7. HABITATSELEKSIE</b> .....	79
INLEIDING .....	79
METODES .....	80
RESULTATE EN BESPREKING .....	85
<b>Omgewingstoestande tydens waarnemings</b> .....	85
<b>Aktiwiteit</b> .....	85
<b>Voorkeure vir omgewingseienskappe</b> .....	88

GEVOLGTREKKINGS .....	116
<b>8. EKOLOGIESE SKEIDING .....</b>	<b>123</b>
INLEIDING .....	123
METODES .....	124
RESULTATE EN BESPREKING .....	126
<b>Seisoenale oorvleueling in plantgemeenskapsvoorkeure .....</b>	<b>126</b>
<b>Kompetisiekoëffisiënte .....</b>	<b>132</b>
<b>Implikasies vir wildplaasbestuur in die Mopanieveld .....</b>	<b>139</b>
<b>9. SAMEVATTING EN BESTUURSAANBEVELINGS .....</b>	<b>142</b>
<b>OPSOMMING .....</b>	<b>150</b>
<b>SUMMARY .....</b>	<b>154</b>
<b>BEDANKINGS .....</b>	<b>158</b>
<b>VERWYSINGS .....</b>	<b>159</b>
<b>BYLAE 1 .....</b>	<b>170</b>
<b>BYLAE 2 .....</b>	<b>174</b>

# **EKOLOGIESE SKEIDING TUSSEN GROOT HERBIVORE VAN DIE MESSINA - PROEFPLAAS, LIMPOPOVALLEI**

deur

**BRAAM DEKKER**

LEIER: Prof. Dr. N. van Rooyen

MEDELEIER: Prof. Dr. J. du P. Bothma

DEPARTEMENT: Sentrum vir Natuurlewebestuur, Departement Vee- en Wildkunde

GRAAD: M.Sc (Natuurlewebestuur)

## **UITTREKSEL**

Herbivoor-habitat verwantskappe is op die Messina-proefplaas ondersoek. 'n Fitososiologiese klassifikasie van die plantegroei is gedoen en die plantgemeenskappe is gekarteer en beskryf. Die plantgemeenskappe is kwantitatief beskryf in terme van veldtoestandtellings, staande oes en blaarfenologie van die houtagtige plantegroei.

Die voorkoms, verspreiding en digtheid van bontkwaggas, blouwildebeeste, elande, gemsbokke, kameelperde, koedoes, rooibokke en vlakvarke is in die verskillende plantgemeenskappe bepaal. Die wildsoorte het betekenisvol verskillende voorkeure getoon vir 14 van die 20 omgewingseienskappe wat tydens waarnemings aangeteken is ( $P < 0.05$ ). Die berekende oorvleueling in plantgemeenskapsseleksie van die wildsoorte was groter in die nat seisoen as in die droë seisoen. Plantgemeenskapsvoorkeure, seisoenale variasie in plantgemeenskapsvoorkeure en selektiwiteit ten opsigte van bepaalde omgewingseienskappe, dra by tot verskillende vlakke van ekologiese skeiding tussen die wildsoorte op die Messina-proefplaas.

Kompetisiekoeffisiënte, gegrond op die oorvleueling in habitat- en dieetseleksie van die wildsoorte is bereken. Hierdie kompetisiekoeffisiënte is gebruik om vervangingswaardes in terme van grootvee-eenhede en blaarvretereenhede te bereken vir elkeen van die wildsoorte in die huidige studie. Dit word voorgestel dat hierdie vervangingswaardes gebruik word vir die beraming van wildbeladings op wildplase in die Mopanieveld.

**ECOLOGICAL SEPARATION OF LARGE HERBIVORES ON THE  
MESSINA EXPERIMENTAL FARM, LIMPOPO VALLEY**

by

**BRAAM DEKKER**

SUPERVISOR: Prof. Dr. N. van Rooyen

CO-SUPERVISOR: Prof. Dr. J. du P. Bothma

DEPARTMENT: Centre for Wildlife Management, Department of Animal- and Wildlife  
Science

DEGREE: M.Sc (Wildlife Management)

**ABSTRACT**

Herbivore-habitat relationships were studied on the Messina Experimental Farm. A phytosociological classification of the vegetation was done and the plant communities were mapped and described. The plant communities were quantitatively described in terms of veld condition score, standing crop and leaf phenology of the woody vegetation.

Observations were made on the occurrence, distribution and density of Burchell's zebra, blue wildebeest, eland, giraffe, gemsbok, impala, kudu and warthog in the different plant communities. The frequency of ungulate observations differed significantly for 14 of the 20 environmental parameters that were noted at each observation point ( $P < 0.05$ ). The ungulates displayed a higher degree of overlap in plant community preferences in the wet season than in the dry season. This indicated that the ungulates were more selective when resources were limited. Preferences for plant communities, seasonal variations in these preferences and selection for specific environmental parameters, contributed to



different levels of ecological separation of large herbivores on the Messina Experimental Farm.

Coefficients of competition, based on indices of overlap in habitat and diet selection, were calculated for the different ungulates. These coefficients were used to calculate replacement values in terms of livestock units and browser units. It is proposed that these replacement values be used to calculate stocking rates for game ranches in the Mopani veld.

# HOOFSTUK 1

## INLEIDING

Die afgelope 15-20 jaar het daar in die gebied noord van die Soutpansberg 'n drastiese ommeswaai, weg van oorwegend ekstensiewe vleisbeesboerdery, na wildboerdery plaasgevind. Die Departement van Landbou is dan ook deur boere in die gebied versoek om die probleme en potensiaal van 'n wildboerderystelsel vir hierdie gebied te ondersoek. Om aan hierdie versoek te voldoen is die Messina-proefplaas geormerk vir wildproduksienavorsing. Die huidige studie is uitgevoer binne die raamwerk van die wildproduksiestelsel wat tans ekologies en ekonomies op die proefplaas geëvalueer word.

Van die vroegste reisigers en ivoorjagters in Afrika het waargeneem dat daar 'n bepaalde verwantskap tussen wildsoorte en hulle omgewing bestaan en onlangse verwysings na wildsoorte wat vlaktes, bosveld, woude, struikveld, klipprante en vleigebiede verkies, is algemeen (Pienaar 1963, Bothma & Van Rooyen 1988). Afrika met sy groot verskille in topografie, plantegroei en klimaat, het 'n groter verskeidenheid habitats en herbivoorspesies as enige ander kontinent (Pienaar 1974). Die verskillende tipes herbivoor het ontwikkel as 'n geïntegreerde kompleks, waardeur die beskikbare habitats ten volle benut word en kompetisie tussen die wildsoorte beperk word deur ekologiese skeiding (byvoorbeeld: Lamprey 1963; Hirst 1975; Leuthold 1978; Wentzel 1990). In 'n goed gebalanseerde wildproduksiestelsel met 'n verskeidenheid groot herbivore, bestaan die potensiaal dus dat die beskikbare plantegroei optimaal benut sal word.

Afrika, en in die besonder suidelike Afrika, word beskou as die geboorteplek van die moderne konsep van wildboerdery (Dasmann 1964; Bigalke 1966; Skinner 1989). Sedert die sestigerjare het die belangstelling in wildboerdery tot so 'n mate toegeneem dat wildboerdery in Suid Afrika vandag 'n erkende selfstandige landboubedryf is. Wildboerdery is die vertakking in die Suid Afrikaanse landbou wat die vinnigste groei (Gouws 1995). In die Noordwes- en die Noordelike Provinsies word meer grond deur wild benut as deur beeste (Gouws 1995).

Die bestuur van 'n wildplaas is egter gekompliseerd en wildbestuur is 'n relatief jong wetenskap. 'n Deeglike kennis van die ekologie van 'n wildplaas is noodsaaklik vir die implementering van sinvolle bestuursplanne wat tot optimale veldbenutting en 'n stabiele veerkragtige veldtoestand sal lei. Dit is ook belangrik om 'n begrip te hê van die verhouding tussen die dier en sy habitat, omdat die sukses van 'n wildbevolking, in terme van reproduksie en oorlewing, tot 'n groot mate 'n weerspieëling is van die geskiktheid van die habitat (Joubert 1988). Kennis oor die habitatsvereistes van verskillende wildsoorte is 'n voorvereiste vir die hervestiging van wild op wildplase en habitatgeskiktheid beïnvloed ook die potensiele kapasiteit van 'n wildplaas (Fabricius 1994). Die blote omheining van 'n stuk grond en hervestiging van wild sonder 'n deeglike beplanning, kan daarom eweveel probleme skep as wat dit voordele mag inhou en die vraag kan dan tereg gevra word of die teenwoordigheid van wild op 'n plaas 'n bate of 'n las is (Mentis 1982).

Uit hierdie oogpunt en deur 'n ondersoek na herbivoor-habitat verwantskappe, was die primêre doel van die huidige studie derhalwe die kwantifisering van die ekologiese skeiding ten opsigte van habitatselektiwiteit tussen bontkwaggas *Equus burchelli*, blouwildebeeste *Connochaetes taurinus*, elande *Taurotragus oryx*, gemsbokke *Oryx gazella*, kameelperde *Giraffa camelopardalis*, koedoes *Tragelaphus strepsiceros*, rooibokke *Aepyceros melampus* en vlakvarke *Phacochoerus aethiopicus*, op die Messina-proefplaas. 'n Bykomende doel was om 'n bydrae te maak tot die kennisbron waarop huidige bestuursriglyne vir wildboerdery in die Mopanieveld gegrond is. 'n Studie van die ekologiese skeiding van wildsoorte behels noodwendig ook 'n studie van die beskikbare habitats, asook die wildsoorte se habitatvoorkeure. As voorvereiste tot die ondersoek oor ekologiese skeiding moes die plantgemeenskappe op die Messina-proefplaas derhalwe ook geïdentifiseer en kwantitatief beskryf word.

## HOOFSTUK 2

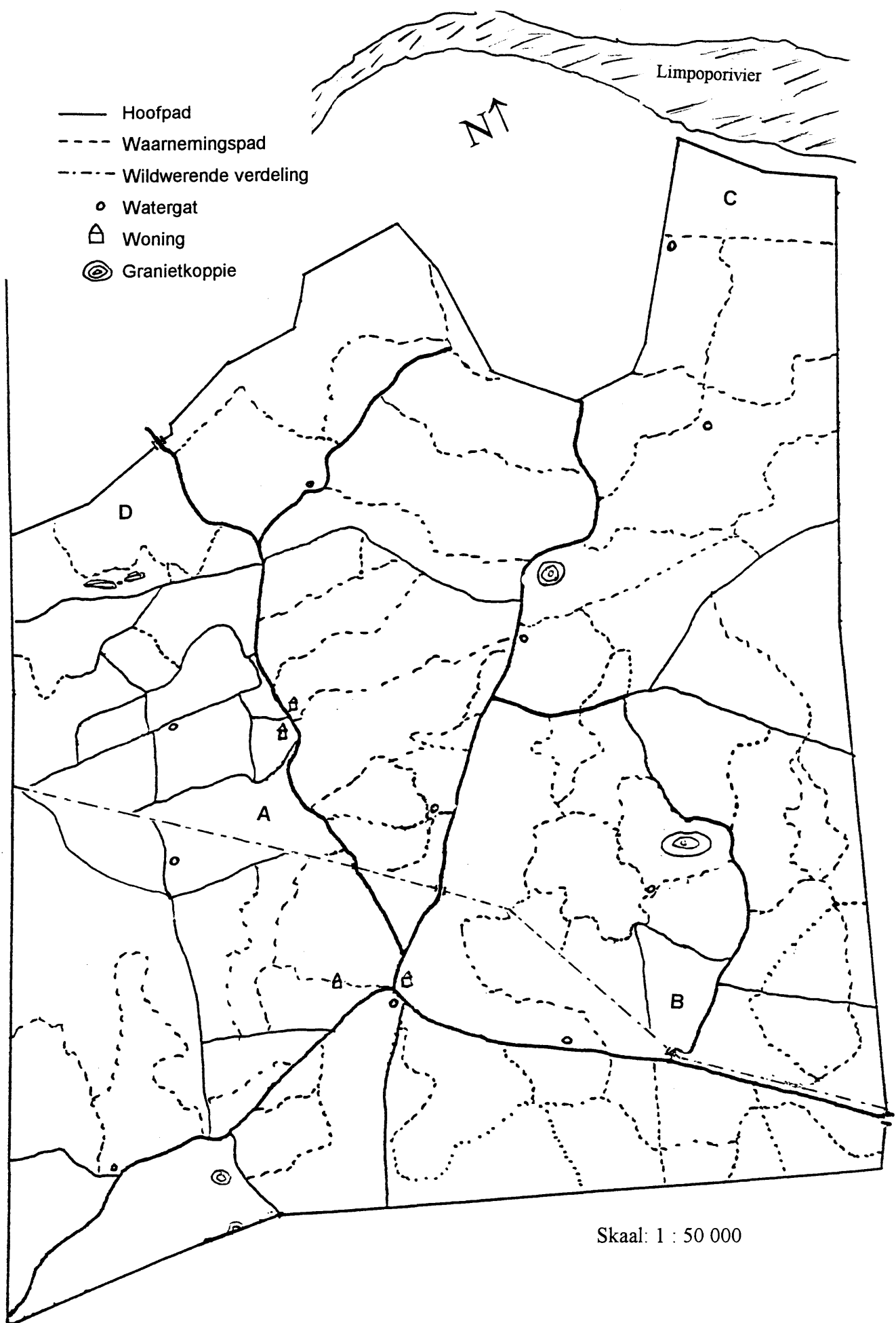
### DIE STUDIEGEBIED

#### LIGGING EN GROOTTE

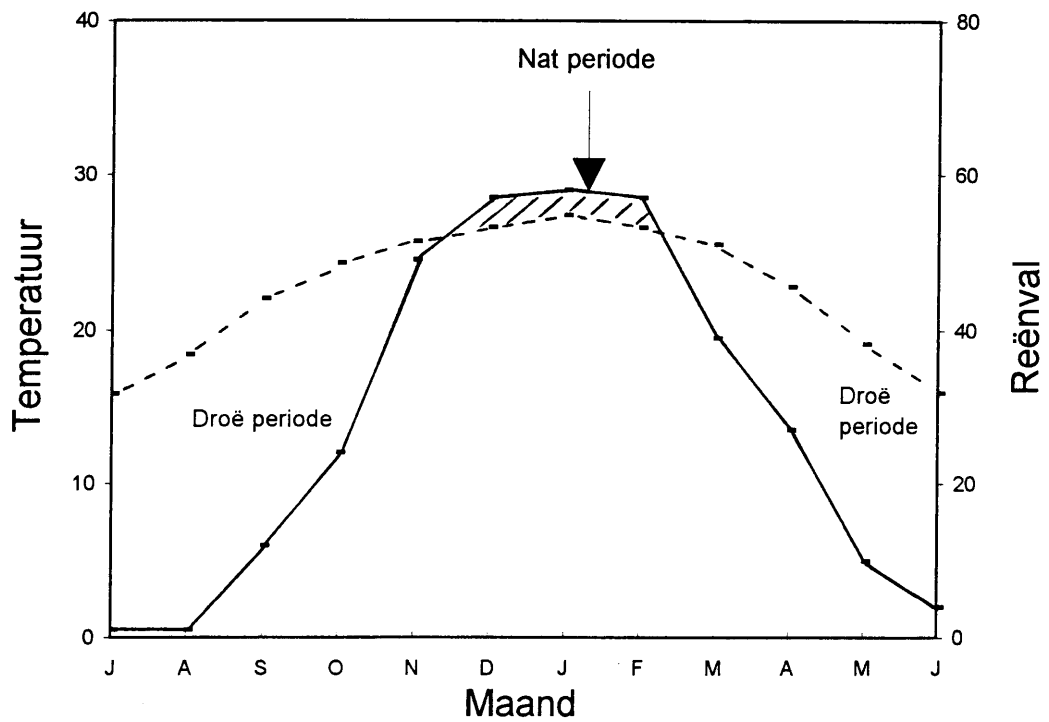
Die Messina-proefplaas is 20 km wes van Messina geleë en word deur die Limpoporivier aan die noordekant begrens, tussen 22° 12' en 22° 17' S en 29° 50' en 29° 57' O. Die proefplaas bestaan uit die plase Bolton 143 MS, New Brunswick 144 MS, Macuville 146 MS, Horace 153 MS, Boston 152 MS en Wodin 148 MS, asook gedeeltes van die plase Thor 147 MS, Freya 145 MS en Stratan 142 MS. Die proefplaas beslaan 'n oppervlakte van 6 991 ha. Die hoogte bo seevlak wissel van 460 m tot 639 m. Die proefplaas word deur 'n wildwerende heining in twee verdeel (Figuur 1). Die suidelike gedeelte beslaan 'n gebied van 2 391 ha en 'n bees-boerbok-blaarvreterwild-produksiestelsel word hier bedryf. Die noordelike gedeelte beslaan 4 600 ha en 'n uitsluitend wildproduksiestelsel word hier beproef en gedemonstreer. Die plantegroekklassifikasie is vir die hele proefplaas gedoen. Die opnames oor die habitatvoorkeure van die wild was beperk tot die wildproduksiestelselgebied en daarom ook die kwantitatiewe opnames in die plantgemeenskappe.

#### KLIMAAT

Klimatologiese data is vanaf die Macuville weerstasie (no. 0809706X), wat op die proefplaas geleë is verkry. Gemiddelde maandelikse temperatuur en reënvaldata word in Figuur 2 aangetoon. Die gemiddelde jaarlikse reënval (ekologiese seisoen: 1 Julie tot 30 Junie) is 357 mm (66-jaar periode vanaf 1927/28 tot 1993/94). Die hoogste jaarlikse reënval van 616 mm is in 1952/53 aangeteken en die laagste van 82 mm in 1982/83. Die koëffisiënt van variasie vir die totale jaarlikse reënval is 36 % en dui op 'n hoë varieerbaarheid. Die reënval bestaan hoofsaaklik uit donderstorms en 75 % van die jaarlikse reënval word in die periode November tot Maart aangeteken (Figuur 2). Die reënseisoen bereik 'n piek gedurende Desember, Januarie en Februarie, wanneer gemiddeld 57 mm per maand aangeteken word.



**Figuur 1:** Die Messina-proefplaas naby Messina in die Noordelike Provinsie, met die ligging van die paaie, geboue en watergate, asook die skeidslyn tussen die wildgebied en die beesgebied.



**Figuur 2:** Gemiddelde maandelikse temperatuur (°C) (---) en reënval (mm) (—) soos aangeteken by die Macville weerstasie op die Messina-proefplaas naby Messina in die Noordelike Provinsie, vir die 66-jaar tydperk vanaf 1927/28 tot 1993/94.

Die gemiddelde daaglikse maksimum temperatuur wissel vanaf 25° C in Julie tot 34° C in Januarie. Die absolute maksimum- en minimumtemperature aangeteken is onderskeidelik 44° C in Januarie en -3° C in Julie. Winters is derhalwe matig en ryp kom selde voor.

Verdamping uit 'n klas A verdampingspan is hoog, met 'n gemiddelde maandelikse maksimum verdamping van 299 mm in Januarie en 'n gemiddelde maandelikse minimum van 130 mm in Junie. Die gemiddelde jaarlikse verdamping is 2 683 mm wat aansienlik meer is as die gemiddelde jaarlikse reënval en dit dui op die droë karakter van die gebied se klimaat.

## GEOLOGIE

Die studiegebied is in die Sentrale Sone van die Limpopo Gordel geleë. Die Limpopo Gordel is 'n klassieke laat Argaïese hoë-grad gneissgebied wat oor die grens tussen Suid-Afrika en Zimbabwe strek en uit duidelike korsagtige gebiede of “sones” bestaan (Van Reenen *et al.* 1992a). Die Limpopo Gordel is geleë tussen twee geologiese gebiede wat algemeen bekend staan as die Rhodesiese- en Kaapvaalkratons en wat bestaan uit 'n lineêre sone van hoogs gemetamorfiseerde en veelvuldig vervormde rotse (Barton 1983). Die Sentrale Sone van die Limpopo Gordel word gekenmerk deur 'n suprakrustale suksessie wat die Beitbrug Kompleks genoem word (SACS 1980). Die suprakrustale Beitbrug Kompleks is saamgestel uit leukokratiese kwarts-veldspatiese gneiss, metasedimentêre gneiss, insluitend metapelitiese gneiss, marmer kalk-silikate rotse, kwartsiet en magnetiet kwartsiet (Van Reenen *et al.* 1992b). Die rotsformasies wat geklassifiseer word as die Beitbrug Kompleks, is van die oudste rotsgesteentes in suidelike Afrika (SACS 1980).

Bulai-graniet en graniet-gneiss is die dominante moedermateriaal (Geological Map 1957). Dele van die studiegebied word gekenmerk deur koepelvormige bulai-granietkoppe, wat tot 60 m bokant die algemene grondoppervlak uitstaan.

## PLANTEGROEI

Volgens Acocks (1988) val die studiegebied in die Mopanieveld veldtipe. Kenmerkend van hierdie veldtipe is die dominante teenwoordigheid van *Colophospermum mopane*.

Louw (1970) het in die Mopanieveld noord van die Soutpansberg sewe plantgemeenskappe onderskei. Hiervolgens is die studiegebied breedweg in die *Colophospermum-Combretum-Commiphora* gemeenskap geleë. Benewens *Colophospermum mopane* is *Combretum apiculatum*, *Kirkia acuminata*, *Adansonia digitata*, *Terminalia prunioides* asook verskeie *Commiphora* en *Grewia* spp. die vernaamste houtagtige plante. Die graslaag bestaan uit eenjarige en swak meerjarige grasspesies waarvan *Enneapogon cenchroides* en *Aristida* spp. algemeen voorkom. 'n Groot verskeidenheid kruide word ook aangetref.



## HOOFSTUK 3

### PLANTGEMEENSAPPE VAN DIE MESSINA-PROEFPLAAS

#### INLEIDING

Verskillende plantgemeenskappe is een van die belangrikste faktore wat die voorkoms en verspreiding van groot herbivore bepaal (Hirst 1975). Plantgemeenskappe is die resultaat van 'n bepaalde reeks omgewingstoestande en verteenwoordig daarom verskillende habitats. Vir 'n studie oor die habitatvoorkeure van herbivore is 'n voorafgaande studie van die plantegroei en beskikbare habitats derhalwe noodsaaklik. 'n Deeglike kennis van die ekologie van 'n gebied is verder belangrik vir die implementering van 'n doeltreffende veld- en wildbestuursprogram (Edwards, 1972; Bredenkamp & Theron 1978; Le Roux *et al.* 1988; O'Reagan & Turner 1992; Bredenkamp *et al.* 1993).

Die doel van hierdie deel van die studie was die klassifisering, beskrywing en kartering van die plantgemeenskappe op die Messina-proefplaas.

#### METODES

Swart-en-wit stereo lugfoto's, met 'n skaal van 1:50 000, is eers gebruik om die studiegebied te verdeel in 30 relatief homogene fisiografies-fisionomiese eenhede. Fisiografie verwys na terreinvorm, insluitende helling, aspek en klipperigheid, en fisionomiese eenhede word onderskei op grond van die struktuur en bedekking van die plantegroei. Relevés is daarna saamgestel vir 149 persele, ewekansig geplaas binne die gekarteerde eenhede en met 'n minimum van 4 persele per eenheid. Bedekkingswaardes is vir al die plantspesies in 'n 10 x 20 m perseel aangeteken, deur die gebruik van 'n Braun-Blanquet bedekkings /getalsterkte skaal (Westhoff & Van der Maarel 1978). In ooreenstemming met Bredenkamp *et al.* (1993) is skaaleenheid 2 soos volg verdeel: 2A: bedek >5-12 % van die perseeloppervlakte; en 2B: bedek >12-25 % van die perseeloppervlakte.

Die volgende omgewingseienskappe is by elke perseel aangeteken:

1. Hoogte: meter bo seespieël geneem vanaf 'n 1:50 000 topakadastrale kaart.

2. Helling: gemeet met 'n Abney-hellingmeter.
3. Klipbedekking: subjektief geskat as 'n persentasie van die grondoppervlak bedek deur klip.
4. Termiete: sigbare tekens van termietaktiwiteit.
5. Benutting deur herbivore: subjektief geskat deur die waarneembare graad van benutting van plantmateriaal en die teenwoordigheid of afwesigheid van wildspore en misgroepe.

“Two way indicator species analysis” (TWINSPAN) (Hill, 1979), is gebruik om 'n basis klassifikasie van die floristiese datastel te verkry. Verfyning van die klassifikasie is gedoen deur middel van Braun-Blanquet prosedures [kyk ook Bredenkamp *et al.* (1989, 1993); Kooij *et al.* 1990; Fuls *et al.* (1992a, 1992b)]. Planteksemplare is deur personeel van die Nasionale Herbarium geïdentifiseer en die spesiebenamings is in ooreenstemming met Arnold & De Wet (1993). Die naam van 'n plantgemeenskap is saamgestel uit die naam van 'n diagnostiese of prominente spesie en die naam van 'n opvallende (dominante) spesie in die gemeenskap. Die benadering van Edwards (1983) is gevolg vir die strukturele benaming van die plantgemeenskappe.

## RESULTATE EN BESPREKING

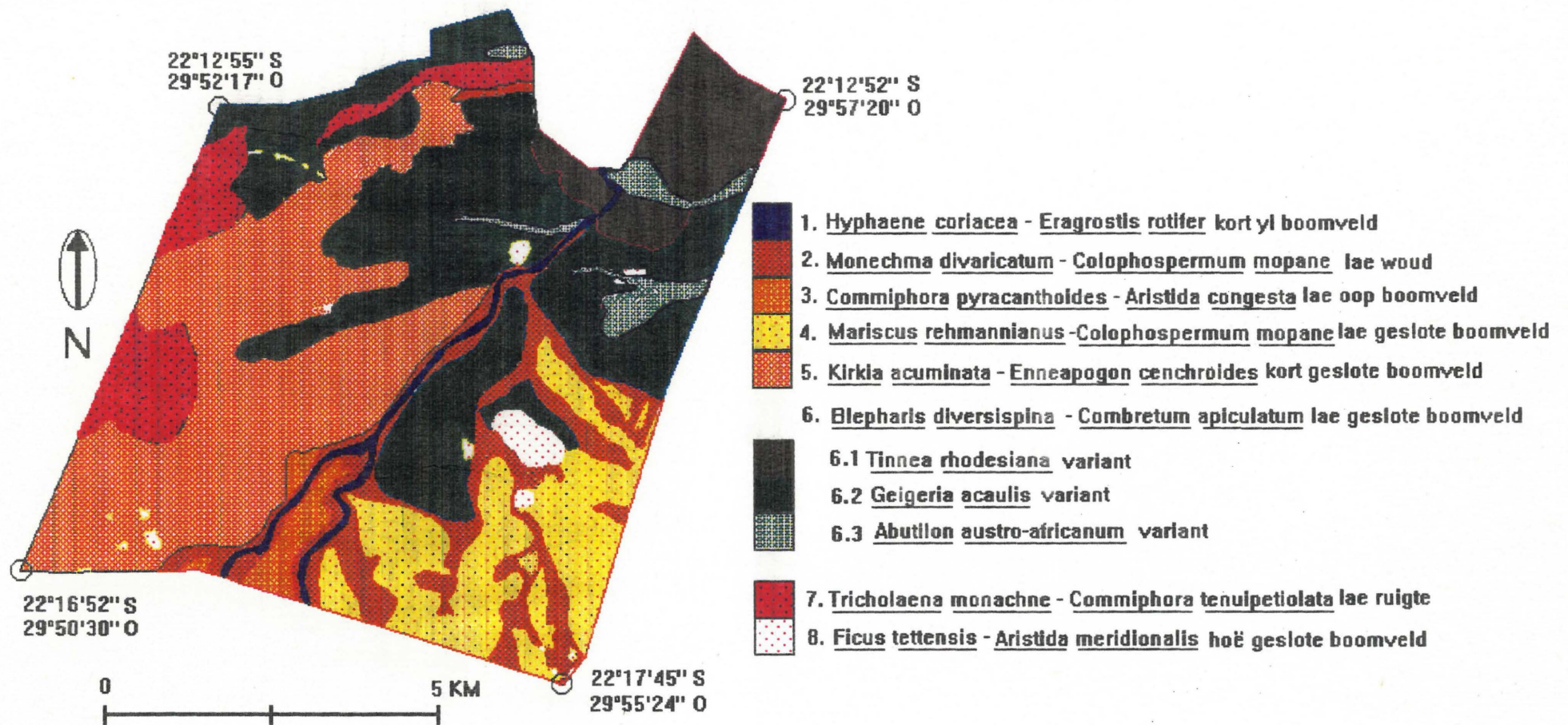
### **Klassifikasie**

In totaal is 183 plantspesies aangeteken met gemiddeld 47 spesies per relevé. Vanaf die finale fitososiologiese tabel (Tabel 1), is agt plantgemeenskappe waarvan een in drie variante verdeel is, geïdentifiseer. Die ligging van die verskillende plantgemeenskappe word aangetoon op 'n plantegroeikaart (Figuur 3). Die benaderde oppervlakte van elke plantgemeenskap is met 'n digitale planimeter bepaal (Bylae 1: oppervlakte). Figuur 4 is 'n ekologiese sleutel wat die verband tussen 'n plantgemeenskap en sy kenmerkende omgewingseienskappe aantoon.









**Figuur 3:** Plantegroei en die ligging van die onderskeie plantgemeenskappe op die Messina-proefplaas naby Messina in die Noordelike Provinsie.

## Beskrywing van die plantgemeenskappe

### 1. *Hyphaene coriacea* - *Eragrostis rotifer* kort, yl boomveld

Hierdie gemeenskap is beperk tot die sandslote wat die studiegebied deurkruis (Figuur 3), en beslaan 1.2 % van die totale oppervlakte van die proefplaas. Spesiegroep A (Tabel 1) is diagnosties vir hierdie gemeenskap. Die mees opvallende diagnostiese spesie is *Hyphaene coriacea*, 'n lid van die palmboomgroep wat tot 'n hoogte van 5 - 7 m groei. *Combretum imberbe* is die enigste ander diagnostiese houtagtige spesie (spesiegroep A, Tabel 1). Diagnostiese grasspesies sluit *Chloris virgata*, *Eragrostis rotifer*, *Setaria verticillata* en *Urochloa mosambicensis* in (spesiegroep A, Tabel 1). *Hybanthus enneaspermus* is 'n diagnostiese kruid in hierdie gemeenskap. Die meerstammige struik *Securinea virosa* kom yl verspreid voor, maar is nogtans diagnosties van hierdie gemeenskap. Verdere opvallende boomspeesies is *Acacia nigrescens* en *A. tortilis*. Meerjarige grasspesies, insluitend *Panicum maximum*, is dikwels teenwoordig in hierdie plantgemeenskap.

### 2. *Monechma divaricatum* - *Colophospermum mopane* lae woud

Hierdie lae woudgemeenskap word geassosieer met die walle van die sandslote asook kalkhoudende riwwe (Figuur 3). Dit beslaan 10.4 % van die studiegebied se oppervlakte. Spesiegroep B (Tabel 1) is diagnosties van die gemeenskap. *Ximenia americana*, 'n struik wat tot 3 m hoog groei, is die enigste diagnostiese houtagtige spesie in die gemeenskap. Die gemeenskap bevat geen diagnostiese grasspesies nie, en *Monechma divaricatum*, *Vernonia cinerascens* en *Barleria senensis* is diagnostiese kruid (spesiegroep B, Tabel 1). Opvallend van die gemeenskap is die hoë bedekking van *Colophospermum mopane* (spesiegroep P, Tabel 1). *Enneapogon cenchroides* is opvallend in die plantgemeenskap en *Cenchrus ciliaris*, alhoewel yl verspreid, word ook hier aangetref.

### 3. *Commiphora pyracanthoides* - *Aristida congesta* lae, oop boomveld

Spesiegroep D (Tabel 1), wat uit slegs twee spesies bestaan, is diagnosties vir die gemeenskap. Die gemeenskap beslaan 1.7% van die oppervlakte van die studiegebied en is beperk tot die suidelike gedeelte (beesgebied) van die proefplaas (Figuur 3). *Commiphora pyracanthoides* subsp. *pyracanthoides* is 'n diagnostiese struik vir hierdie

gemeenskap (spesiegroep D, Tabel 1). *Eragrostis aspera* is 'n diagnostiese grasspesie, alhoewel dit net teenwoordig is teen 'n lae bedekking en digtheid (spesiegroep D, Tabel 1). *Combretum apiculatum* (spesiegroep Q, Tabel 1) is teenwoordig met 'n hoë bedekking en digtheid.

#### 4. *Mariscus rehmannianus* - *Colophospermum mopane* lae, geslote boomveld

Die gemeenskap word op gelykliggende terrein met 'n helling van 0-1 ° aangetref (Figuur 4). Dit beslaan 13.1 % van die studiegebied se oppervlakte. Hierdie gemeenskap kan van plantgemeenskap 5 onderskei word deur die afwesigheid van spesiegroep O (Tabel 1), terwyl spesiegroep E beperk is tot plantgemeenskappe 4 en 5. Opvallende spesies in hierdie gemeenskap sluit die struik *Maerua parvifolia* (spesiegroep F, Tabel 1) in, asook die kruid *Mariscus rehmannianus* (spesiegroep E, Tabel 1). *Colophospermum mopane* (spesiegroep P, Tabel 1) is opvallend met 'n hoë bedekking. *Tragus berteronianus* is volop en kom voor teen 'n hoë digtheid (spesiegroep P, Tabel 1). *Aristida congesta* subsp. *congesta* (spesiegroep P, Tabel 1), kom voor met 'n hoë bedekking en digtheid. Hierdie gemeenskap word matig tot swaar oorbenut deur grasvreterwildsoorte en termiete is ook teenwoordig.

#### 5. *Kirkia acuminata* - *Enneapogon cenchroides* kort, geslote boomveld

Hierdie wydverspreide gemeenskap in die westelike deel van die studiegebied (Figuur 3), word op golwende vlaktes met 'n helling van 0 - 2° aangetref (Figuur 4). Dit beslaan die grootste deel van die studiegebied (30 %). Hierdie gemeenskap kan van plantgemeenskap 4 onderskei word deur die teenwoordigheid van spesiegroep O (Tabel 1), terwyl spesiegroep E beperk is tot gemeenskappe 4 en 5. *Kirkia acuminata* (spesiegroep O, Tabel 1) is 'n opvallende houtagtige spesie met 'n hoë bedekking en digtheid in die gemeenskap. *Adansonia digitata* (spesiegroep H, Tabel 1), kom ook wydverspreid in die gemeenskap voor. *Jatropha spicata* en *Justica protracta* (spesiegroep O, Tabel 1) is opvallende kruide in die gemeenskap. Die gemeenskap word swaar benut deur herbivore.



## 6. *Blepharis diversispina* - *Combretum apiculatum* lae, geslote boomveld

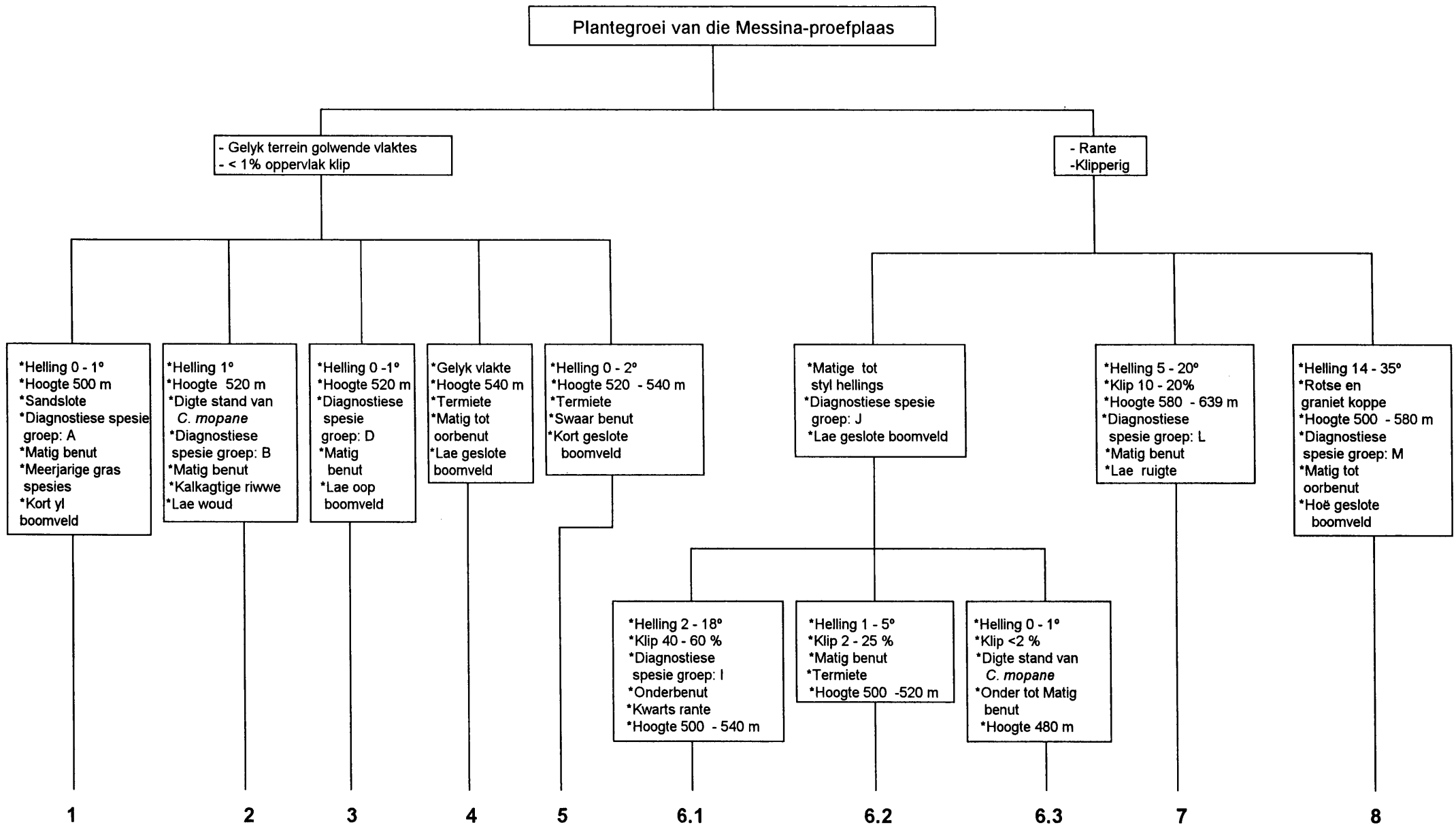
Die gemeenskap is beperk tot gebroke bergagtige terrein (Figuur 3). *Aristida stipitata* en *Schmidtia pappophoroides* kom voor met 'n lae bedekking en digtheid en is diagnostiese grasspesies in die plantgemeenskap (spesiegroep J, Tabel 1). *Abutilon austro-africanum* en *Blepharis diversispina* is diagnostiese kruide (spesiegroep J, Tabel 1). *Combretum apiculatum* en *Commiphora* spesies is die opvallendste houtagtige plante in hierdie gemeenskap (Tabel 1). Die gemeenskap is in drie variante verdeel:

### 6.1. *Tinnea rhodesiana* variant

Hierdie variant word op die klipperige rante in die noord-oostelike hoek van die studiegebied, teen hellings van 2 - 18° en op 'n hoogte van 500 tot 540 m bo seespieël aangetref (Figure 3 & 4). Die variant beslaan 7.1% van die studiegebied se oppervlakte. 'n Hoë klipbedekking van 40 - 60 % is kenmerkend van die variant (Figuur 4). Spesiegroep I (Tabel 1) is diagnosties vir die gemeenskap. *Tinnea rhodesiana*, 'n klein struik en die grasspesie *Aristida scabrivalvis* is diagnostiese spesies. Die klipperige hellings het 'n belemmerende invloed op die toeganklikheid van die variant vir grasvreterwildsoorte en gevolglik is die variant onderbenut deur herbivore.

### 6.2. *Geigeria acaulis* variant

Hierdie variant, in die sentrale en noordwestelike gedeelte van die studiegebied, word geassosieer met matige hellings van 1 - 5° op 'n hoogte van 500 m bo seespieël en beslaan 25.7 % van die studiegebied (Figure 3 & 4). Die klipbedekking wissel van 2 - 25 % (Figuur 4). Die variant het geen diagnostiese spesiegroep nie. Die gelyktydige teenwoordigheid van spesiegroepe H en J (Tabel 1) is kenmerkend, terwyl die afwesigheid van spesiegroep I (Tabel 1) die *Geigeria acaulis* variant verder van die *Tinnea rhodesiana* variant onderskei. *Geigeria acaulis* en *Chamaecrista absus* (spesiegroep H, Tabel 1) is twee tipes opvallende kruidsoorte in die gemeenskap. *Stipagrostis uniplumis* (spesiegroep P, Tabel 1) 'n meerjarige grassoort, is teenwoordig in die gemeenskap teen 'n relatief hoë bedekking en digtheid. *Sclerocarya birrea* (spesiegroep Q, Tabel 1), 'n medium-grootte boom, is opvallend in die variant. Die variant word matig deur gras- en blaarvretende wildsoorte benut.



**Figuur 4:** Ekologiese sleutel wat die verband aantoon tussen elke plantgemeenskap (geïdentifiseer volgens Tabel 1) en sy kenmerkende omgewingsienskappe op die Messina-proefplaas in die Noordelike Provinsie.

### 6.3. *Abutilon austro-africanum* variant

Hierdie variant is teenwoordig in die laagliggende gebiede tussen die rante op 'n hoogte van 480 m bo seespieël en beslaan 3.2 % van die studiegebied se oppervlakte (Figure 3 & 4). Die klipbedekking is minder as 2 % (Figuur 4). Die variant het geen diagnostiese plantspesiegroep nie. Die *Abutilon austro-africanum* variant word egter onderskei van die *Tinnea rhodesiana* en *Geigeria acaulis* variante deur die teenwoordigheid van spesiegroep J (Tabel 1) en die afwesigheid van spesiegroepe H en I (Tabel 1). Kenmerkend van die variant is die hoë bedekking van *Colophospermum mopane* (spesiegroep P, Tabel 1). Die gras *Eragrostis lehmanniana* het konstant 'n hoë bedekking (spesiegroep K, Tabel 1) en die teenwoordigheid van *Aristida stipitata* (spesiegroep J, Tabel 1) is ook kenmerkend. Die variant word matig deur grasvreter wildsoorte benut.

### 7. *Tricholaena monachne* - *Commiphora tenuipetiolata* lae ruigte

Hierdie gemeenskap word in die hoogliggende gebied in die westelike deel van die studiegebied aangetref (Figuur 3). Dit beslaan 6.3 % van die studiegebied se oppervlakte. Die hoogte van die gemeenskap wissel van 580 - 639 m bo seespieël en sluit die hoogste punt in die studiegebied in (Figuur 4). Spesiegroep L is diagnosties vir die gemeenskap (Tabel 1). *Tricholaena monachne* en *Bothriochloa insculpta* is diagnostiese grasspesies (spesiegroep L, Tabel 1). *Commiphora merkeri*, *Ochna inermis* en *Cassia abbreviata* is diagnostiese houtagtige spesies (spesiegroep L, Tabel 1), laasgenoemde spesie met 'n lae bedekking en digtheid. Alhoewel nie diagnosties nie, is *Commiphora tenuipetiolata* (spesiegroep O, Tabel 1) algemeen in die gemeenskap.

### 8. *Ficus tettensis* - *Aristida meridionalis* hoë, geslote boomveld

Die plantgemeenskap word geassosieer met die koepelvormige granietkoppe. Die gemeenskap beslaan 1.3 % van die studiegebied se oppervlakte. Spesiegroep M (Tabel 1) is diagnosties vir die gemeenskap. Diagnostiese grasspesies is *Setaria saggitifolia*, *Setaria sphacelata* en *Aristida meridionalis* (spesiegroep M, Tabel 1). Die gemeenskap word gekenmerk deur talle diagnostiese houtagtige spesies. *Ficus tettensis*, *Markhamia acuminata* en *Lonchocarpus capassa* (spesiegroep M, Tabel 1) is die mees algemene diagnostiese houtagtige spesies. Ander diagnostiese houtagtige spesies sluit in

*Berchemia discolor*, *Croton gratissimus*, *Steganotaenia araliacea*, *Rhoicissus revoilii*, *Albizia harveyi*, *Hexalobus monopetalus*, *Xanthocercis zambesiaca* en *Bridelia mollis* (spesiegroep M, Tabel 1). 'n Opvallende weilyn op die houtagtige plante dui op 'n hoë graad van benutting van hierdie gemeenskap deur blaarvreter-wildsoorte.

## GEVOLGTREKKINGS

Die plantegroei in die studiegebied is relatief homogeen (spesiegroep P & Q, Tabel 1). Ten spyte hiervan het die klassifikasie wat verkry is deur TWINSPAN (Hill 1979), en verfyn is deur Braun-Blanquet prosedures, gelei tot die afbakening van plantgemeenskappe wat maklik onderskeibaar is en wat gekoppel kan word aan die gestratifiseerde eenhede en omgewingsfaktore wat waargeneem is (Figuur 4). Plantgemeenskappe 5-8 is verwant deur spesiegroep O (Tabel 1) en gemeenskap 5 is verwant aan gemeenskappe 1- 4 deur spesiegroepe F, G en K (Tabel 1).

Met die uitsondering van die *Hyphaene coriacea* - *Eragrostis rotifer* kort yl boomveld, en die *Ficus tettensis* - *Aristida meridionalis* hoë geslote boomveld, wat gesamentlik 2.5 % van die studiegebied beslaan, is *Colophospermum mopane* prominent in al die plantgemeenskappe (spesiegroep P, Tabel 1). Waar *Colophospermum mopane* voorkom, is dit byna altyd die opvallendste plant van 'n boomveld gemeenskap (Werger & Coetzee 1978). Mopanie-boomveld kom hoofsaaklik voor in die min of meer gelykliggende en wye valleie van die groot riviere van suidelike Afrika, die Limpopo, Zambezi, Luangwa, Shire, Save, Okavango en Kunene en ook op die aangrensende vlaktes, op hoogtes tussen 100 en 1 200 m (Werger & Coetzee 1978).

In 'n ekologiese studie van die Mopanieveld noord van die Soutpansberg, plaas Louw (1970) die Messina-proefplaas in die *Colophospermum-Combretum-Commiphora* gemeenskap. Die gemengde voorkoms van *Colophospermum mopane* saam met ander houtagtige spesies, veral *Combretum* en *Commiphora* spesies, is diagnosties van hierdie gemeenskap en die gemeenskap is relatief spesieryk (Louw 1970).

Die plantgemeenskappe wat in hierdie studie beskryf is, toon floristiese verwantskappe met die *Colophospermum mopane* - *Commiphora glandulosa* - *Seddera capensis* oop

boom savanna, soos beskryf deur van Rooyen (1978), in die Pafuri-gebied van die Nasionale Krugerwildtuin. Kenmerkende houtagtige spesies wat gedeel word deur die gemeenskappe van die huidige studie en dié soos beskryf deur van Rooyen (1978), is *Colophospermum mopane*, *Kirkia acuminata*, *Adansonia digitata*, *Combretum apiculatum*, *Commiphora glandulosa*, *Grewia bicolor* en *Terminalia prunioides*. Kenmerkende grasspesies wat deur dieselfde plantgemeenskappe gedeel word, is *Enneapogon cenchroides* en *Aristida congesta*, asook die kruide *Hibiscus micranthus* en *Neuracanthus africanus*.

Die volgende beskermde spesies in die voormalige Transvaal, ingevolge Ordonansie 12 (1983), is tydens die huidige studie aangeteken: *Adenium obesum*, *Adansonia digitata*, *Hoodia currorii* subsp. *lugardii* en een spesie van die genus *Stapelia*.

Die geïdentifiseerde plantgemeenskappe en gepaardgaande omgewingseienskappe, verskaf 'n grondige ekologiese basis vir wei- en blaarvreterkapasiteit beramings, monitering van die veldtoestand en interpretering van die habitatvoorkeure van wildsoorte in die studiegebied.

## HOOFSTUK 4

### VELDTOESTANDBEPALING

#### INLEIDING

Plantgemeenskappe verteenwoordig habitats wat verskil in die beskikbare hoeveelheid kos, water en skuiling. Voedselbeskikbaarheid is een van die belangrikste faktore wat habitatseleksie deur herbivore beïnvloed (McNaughton 1987). Wentzel (1990) het ook betekenisvolle verskille gevind in die beskikbare hoeveelheid plantmateriaal, sowel as die spesiesamestelling in die kruidstratum, van die voorkeurwegebiede van verskillende groot herbivoorsoorte in die Nasionale Krugerwildtuin.

Die doel van hierdie studie was derhalwe om die plantgemeenskappe (habitats) van die Messina-proefplaas kwantitatief te beskryf in terme van veldtoestandtelling en staande oes in die kruidlaag van die plantgemeenskappe. Trollope *et al.* (1990a) definieer staande oes as die totale hoeveelheid bogrondse plantmateriaal per eenheid oppervlakte. Staande oes beramings in die plantgemeenskappe kan gebruik word vir weikapasiteitsbepaling, monitering van veldtoestand en evaluering van plantegroei se reaksie op verskillende behandelings (Moore & Odendaal, 1987; Pieper & Beck 1990; Kirkman *et al.* 1994).

Metodes vir die berekening van 'n veldtoestandtelling wat gegrond is op die ekologiese status van grasspesies is algemeen (Foran *et al.* 1978; Tainton *et al.* 1980; Vorster 1982; Westfall *et al.* 1983; Trollope *et al.* 1990b). Die gebruik van proporsionele spesiesamestellingsdata vir die berekening van 'n veldtoestandtelling het egter bepaalde tekortkominge in halfdorgebiede. Grasspesies wat in halfdorgebiede as toenemers geklassifiseer word, neem byvoorbeeld gedurende 'n nat periode vinniger toe as afnemer grasspesies (Stuart-Hill 1989a; Snyman *et al.* 1990). Dit het tot gevolg dat die botaniese samestelling gedurende 'n nat periode verswak en 'n laer veldtoestandtelling bereken word. 'n Verdere probleem is dat ekotipes van dieselfde grasspesie verskillend reageer op beweiding en omgewingsgradiënte. Daar kan dus geen universele klassifikasie van

grassspesies in ekologiese groepe wees nie (Bosch & Janse van Rensburg 1987; Janse van Rensburg & Bosch 1990).

Geen bestaande metode vir die berekening van 'n veldtoestandstelling neem die voorkoms en gevolglike invloed van bome op die veldtoestand in ag nie. Bome en boomdigthede het 'n bepaalde invloed op grasspesiesamestelling en produksie, en behoort daarom ingesluit te word by 'n veldtoestandbepaling (Smit 1988). Volgens Mentis (1983) is die huidige metodes vir die berekening van veldtoestand in Suid Afrika subjektief en ondoeltreffend. Ooreenkomstig die doel van hierdie studie is slegs die relatiewe veldtoestandstelling van die plantgemeenskappe egter van belang en daarom het die genoemde tekortkominge nie 'n invloed op die gevolgtrekkings nie.

## METODES

### **Veldtoestandstelling**

Vir elke plantgemeenskap is een ewekansige lyntransekopname met 200 puntwaarnemings, 1 m uitmekaar, gedoen. Die lyntransek is so uitgeplaas dat beide onder- en tussenbooms-subhabitats gemonster word, omdat subhabitats in plantspesiesamestelling verskil (Smit & Rethman 1989; Smit & Swart 1994). 'n Lyntransek is bo die wiewpunt- en stappuntmetode verkies, aangesien laasgenoemde twee metodes weens digte boom- en struikplantegroei aan persoonlike vooroordeel onderhewig is (Mentis 1981). Weens die klein oppervlakte wat die *Hyphaene coriacea* - *Eragrostis rotifer* kort, yl boomveld beslaan, is dit saam met die *Monechma divaricatum* - *Colophospermum mopane* lae woud gemonster en word dit as dieselfde bestuurseenheid beskou. Die *Commiphora pyracanthoides* - *Aristida congesta* lae, oop boomveld (plantgemeenskap 3), val buite die wildgebied (Hoofstuk 2) en is daarom nie ingesluit in die veldtoestandbepaling nie.

Die spesiesamestelling is vir grasse en kruide (nie onderskei op 'n spesiebasis nie), deur die naaste plant aan punt op die lyntransek bepaal. Indien geen plant binne 'n maksimum radius van 29.5 cm aan 'n punt op die lyntransek voorgekom het nie, is die punt as 'n mis aangeteken. Die gebruik van 'n maksimum radius verskaf sensitiwiteit aan metodes vir

veldtoestandbepalings wat slegs op spesiesamestelling gegrond is (Mentis 1984). Die maksimum radius van 29.5 cm is deur Snyman (1989) vir die studiegebied bereken.

Twee benaderings is gevolg vir die berekening van 'n veldtoestandstelling vir elke plantgemeenskap:

1) Ekologiese indeksmetode (Vorster 1982).

Geen gedetailleerde studie van die reaksie van grasspesies op beweiding is nog in die studiegebied uitgevoer nie, en gevolglik is die geïdentifiseerde grasspesies subjektief in afnemer- en toenemergroepe geplaas:

Afnemers:

Grassoorte wat veld in 'n goeie toestand domineer en afneem indien veld oorbenut word.

*Brachiaria deflexa*

*Cenchrus ciliaris*

*Danthoniopsis dinteri*

*Digitaria eriantha*

*Panicum maximum*

*Schmidtia pappophoroides*

*Setaria sphacelata*

*Tricholaena monachne*

Toenemers 2a:

Hierdie grassoorte is skaars in veld wat in 'n goeie toestand verkeer, maar neem toe wanneer veld lig oorbenut word.

*Acrachne racemosa*

*Eragrostis lehmanniana*

*Eragrostis rotifer*

*Setaria sagittifolia*

*Setaria verticillata*

*Stipagrostis uniplumis*

*Urochloa mosambicensis*



Toenemers 2b:

Grassoorte wat skaars is in veld wat in 'n goeie toestand verkeer en toeneem wanneer veld matig oorbenut word.

*Aristida adensionis*

*Aristida congesta* subsp. *barbicollis*

*Aristida congesta* subsp. *congesta*

*Aristida meridionalis*

*Aristida scabrivalvis*

*Aristida stipitata*

*Urochloa panicoides*

*Enneapogon cenchroides*

*Eragrostis porosa*

*Melinis repens*

Toenemers 2c:

Hierdie groep is grassoorte wat skaars is in goeie veld en toeneem wanneer veld swaar oorbenut word. Nie-grasagtige kruide word ook hierby ingesluit.

*Digitaria velutina*

*Enneapogon desvauxii*

*Eragrostis aspera*

*Eragrostis biflora*

*Oropetium capense*

*Tragus berteronianus*

Beswaringsfaktore is gebruik om die relatiewe persentasie samestelling van die plantsoorte in elke groep te vermenigvuldig. Die persentasiewaardes van die afnemer groep is vermenigvuldig met 10, dié van die toenemer 2a groep met 7, dié van die toenemer 2b groep met 4 en dié van die toenemer 2c groep met 1. 'n Mis is as 'n ekologiese groep op sy eie beskou en die groep is met 'n beswaringsfaktor van -1 vermenigvuldig. Die negatiewe waarde het ten doel gehad om gebiede met 'n lae plantbedekking te penaliseer. Deur sommering van die beswaarde persentasiewaardes is 'n veldtoestandtelling verkry. Die potensiele maksimum sou, indien alle plantsoorte

afnemers was, 1000 wees. In terme van die doelwit van hierdie studie is die absolute veldtoestandstelling van minder belang as die relatiewe veldtoestandstelling wat vir die verskillende plantgemeenskappe bereken is.

## 2) Weidingswaardemetode

Dié metode is gegrond op 'n tegniek soos gebruik deur Smit (1988) en Jordaan (1991). Hiervolgens word elke grassoort beoordeel op grond van smaaklikheid, produksie en stabiliteit en 'n punt van 1 word toegeken vir elke norm waaraan dit voldoen (Tabel 2). As 'n grassoort nie aan 'n norm voldoen nie, word 'n toekenning van 0 daaraan gegee. Grassoorte wat 'n toekenning van 1 vir al drie eienskappe ontvang word in groep 1 geplaas, grassoorte met twee toekennings van 1 in groep 2, grassoorte met een toekenning van 1 in groep 3 en grassoorte met geen toekenning van 1 in groep 4. Die persentasie bydrae van die grassoorte binne elke groep word gesommeer en met beswaringsfaktore van onderskeidelik 10, 7, 4 en 1 vermenigvuldig. Soos met die ekologiese indeksmetode, word die mis groep met -1 vermenigvuldig.

Alle grassoorte wat in die studiegebied 'n matige tot relatief hoë produksie lewer, het 'n toekenning van 1 ontvang, en dié met 'n relatief lae produksie, 'n toekenning van 0. Stabiliteit is beoordeel op grond van die subjektief geskatte relatiewe ekologiese status van 'n grassoort en grassoorte wat toeneem onder oorbeweiding het 'n toekenning van 0 ontvang. Smaaklikheid is op grond van subjektiewe visuele waarneming beoordeel. Waar waargeneem is dat 'n grassoort benut word, het dit 'n toekenning van 1 ontvang en onbeweide grassoorte 'n toekenning van 0.

## **Staande oes**

Die Droë-massa Rangorde-metode (DMR) (t'Mannetje & Haydock 1963) soos aangepas deur Jones & Hargreaves (1979), is in kombinasie met die Vergelykende-oes-metode (Haydock & Shaw 1975) gebruik om die staande oes per plantsoort in die kruidlaag van elk van die geïdentifiseerde plantgemeenskappe te bepaal. 'n Akkurate beraming van die samestelling van die kruidlaag op 'n droëmassabasis word verkry deur slegs 'n paar monsters te sny, en 'n enkele waarnemer kan in een dag 'n groot aantal opbrengsberamings maak. Dit het dié voordeel bo die weiveldskyfmeter (Bransby &

**Tabel 2:** Groepering van individuele grassoorte en nie-grasagtige kruide in weidings-  
 waardegroepe op grond van hul produksie, smaaklikheid en stabiliteit, vir die  
 berekening van veldtoestandtellings volgens 'n weidingswaardemetode op die  
 Messina-proefplaas in die Noordelike Provinsie.

PLANTSOORT	PRODUKSIE	SMAAKLIKHEID	STABILITEIT	TOTAAL	GROEP
<i>Cenchrus ciliaris</i>	1	1	1	3	1
<i>Digitaria eriantha</i>	1	1	1	3	1
<i>Eragrostis lehmanniana</i>	1	1	1	3	1
<i>Panicum maximum</i>	1	1	1	3	1
<i>Schmidtia pappophoroides</i>	1	1	1	3	1
<i>Setaria sphacelata</i>	1	1	1	3	1
<i>Stipagrostis uniplumis</i>	1	1	1	3	1
<i>Tricholaena monachne</i>	1	1	1	3	1
<i>Aristida meridionalis</i>	1	0	1	2	2
<i>Brachiaria deflexa</i>	0	1	1	2	2
<i>Danthoniopsis dinteri</i>	1	0	1	2	2
<i>Enneapogon cenchroides</i>	1	1	0	2	2
<i>Eragrostis rotifer</i>	1	0	1	2	2
<i>Setaria verticillata</i>	1	1	0	2	2
<i>Urochloa mosambicensis</i>	1	1	0	2	2
<i>Aristida adensionis</i>	0	1	0	1	3
<i>Aristida congesta</i> subsp. <i>barbicollis</i>	0	1	0	1	3
<i>Aristida congesta</i> subsp. <i>congesta</i>	0	1	0	1	3
<i>Aristida scabrivalvis</i>	0	1	0	1	3
<i>Aristida stipitata</i>	0	1	0	1	3
<i>Digitaria velutina</i>	0	1	0	1	3
<i>Eragrostis porosa</i>	0	1	0	1	3
<i>Melinis repens</i>	1	0	0	1	3
<i>Urochloa panicoides</i>	0	1	0	1	3
<i>Acrachne racemosa</i>	0	0	0	0	4
<i>Enneapogon desvauxii</i>	0	0	0	0	4
<i>Eragrostis aspera</i>	0	0	0	0	4
<i>Eragrostis biflora</i>	0	0	0	0	4
<i>Oropetium capense</i>	0	0	0	0	4
<i>Tragus berteronianus</i>	0	0	0	0	4
Nie-grasagtige kruide	0	0	0	0	4

Tainton 1977), dat dit minder beïnvloed word deur die morfologiese struktuur van verskillende grassoorte. Hierdie tegniek is al in suider Afrika onder andere deur Kelly & McNeill (1980) en Barnes *et al.* (1982) gebruik. Friedel (1988) beveel dit aan vir gebruik in Suid Afrika se dorre savannagebiede en Kirkman *et al.* (1994) beskryf dit as 'n waardevolle tegniek wat onverklaarbaar afgeskeep en min gebruik word.

Akkurate beramings van die staande oes is afhanklik van die kwadraatgrootte en aantal kwadrate wat gemonster word (Brummer *et al.* 1994; Dekker 1995). Tyd, oftewel koste doeltreffendheid, sowel as statistiese doeltreffendheid, moet in ag geneem word wanneer daar besluit word oor die aantal en die grootte van kwadrate wat vir monsterneming gebruik word. Die DMR metode vereis 'n kwadraatgrootte waarin minstens drie plantsoorte in die meeste gevalle teenwoordig is en dit moet klein genoeg wees sodat range vinnig en akkuraat toegeken kan word (Barnes *et al.* 1982). Kelly & McNeill (1980) het in die Mopanieveld van suidoos Zimbabwe gevind dat 'n kwadraatgrootte van 0.5 x 0.5 m die mees gewenste resultaat lewer.

### Kwadraatgrootte

Om die optimum kwadraatgrootte vir gebruik in die studiegebied te bepaal, is soos volg te werk gegaan: In 'n gebied wat as verteenwoordigend van die studiegebied beskou is, is toenemend groterwordende kwadrate van 0.3 x 0.3 m, 0.5 x 0.5 m en 0.7 x 0.7 m ewekansig uitgeplaas, 100 keer onder bome en 100 keer tussen bome. Alle grassoorte in 'n kwadraat is geïdentifiseer en aangeteken. Nie-grasagtige kruide is nie onderskei op spesiebasis nie en is as 'n groep (kruide), aangeteken. Die data so verkry is gebruik om die frekwensie-verspreiding van die aantal spesies per kwadraat te bereken.

### Getal kwadrate

Die getal kwadrate wat 'n aanvaarbare vlak van akkuraatheid sal gee vir die beraming van die staande oes, is as volg bepaal: 200 Kwadrate van 0.7 x 0.7 m elk, is ewekansig uitgeplaas, 100 keer onder bome en 100 keer tussen bome, in 'n gebied wat as verteenwoordigend van die studiegebied beskou is. Vir elke kwadraat is geskat watter grassoorte of nie-grasagtige kruidgroep, die grootste, tweede grootste en derde grootste bydrae tot die totale droë massa in die kwadraat maak. Range van 1, 2 en 3 is

onderskeidelik aan hierdie individue toegeken. Waar slegs een grassoort in 'n kwadraat teenwoordig was, is al drie range daaraan toegeken. Waar twee grassoorte teenwoordig was, is range 1 en 2 toegeken aan die dominante een en 3 aan die oorblywende grassoort, of waar die dominante grassoort meer volop was as die ander grassoort, is 'n rang van 1 aan die dominante grassoort toegeken en 2 en 3 aan die ander grassoort. Waar 'n grassoort meer as 85 % van die kwadraatopbrengs uitmaak, het dit ook 'n rang van 1 en 2 ontvang. Waar grassoorte 'n gelyke bydrae tot die opbrengs maak is die betrokke rang gedeel deur die individue. Die data so verkry is met behulp van 'n rekenaar-sigblad (Excel) verwerk. Die getal kwadrate waarin 'n grassoort 'n eerste, tweede of derde plek beklee, is onderskeidelik vermenigvuldig met proporsionele vermenigvuldigers ( 8.04, 2.41 en 1.00). Hierdie produkte is bymekaar getel om 'n telling vir elke grassoort te gee. Die tellings is omgeskakel na 'n persentasie van die totale telling vir alle grassoorte en dit verteenwoordig dan die persentasie samestelling op 'n droë massa basis.

Die werklike persentasie samestelling op 'n droë massa basis is vir bogenoemde kwadrate verkry deur al die grassoorte en nie-grasagtige kruide in 'n kwadraat op grondvlak af te knip, te skei, droog en weeg (181 monsters, nadat 19 monsters beskadig geraak het as gevolg van 'n muisplaag). Die standaard afwyking van die berekende persentasie-samestelling en die werklike persentasie-samestelling, volgens kwadraat groepe wat met veelvoude van 10 toeneem, is gestip teenoor die getal kwadrate.

#### Droë-massa opbrengs

Nadat die optimum kwadraatgrootte en getal kwadrate bepaal is ( kyk resultate Figure 8 & 9), is die staande oes in die verskillende plantgemeenskappe bereken. In elke plantgemeenskap is 100 kwadrate ewekansig 50 keer onder bome en 50 keer tussen bome uitgeplaas. Die opbrengs van elke kwadraat is geskat op 'n skaal van 1-10 en die grasse en nie-grasagtige kruide in tien persent van die kwadrate is geknip, gedroog en geweeg. Hierdie data is gebruik om vir elke monsternemingsessie (2 verskillende weke), 'n regressievergelyking op te stel van die verwantskap tussen die geskatte opbrengs en die werklike opbrengs. Die opbrengs van elke kwadraat is dan met die regressievergelyking bereken. Die plantgemeenskap se staande oes is verkry deur die sommering van die verskillende kwadraatopbrengste.

Om die droë-massa (DM) op spesiebasis te bepaal, is die range van elke kwadraat beswaar (vermenigvuldig) met die totale droë-massa opbrengs ( $\text{kg ha}^{-1}$ ) van elke kwadraat, en die getal kwadrate waarin 'n plantsoort 'n eerste, tweede of derde plek beklee, is dan soos bo beskryf vermenigvuldig met die proporsionele vermenigvuldigers en die persentasie-samestelling op 'n massa basis is verkry. Deurdat die totale opbrengs van 'n plantgemeenskap bepaal is, kon die bydrae van elke grassoort en nie-grasagtige kruidgroep tot die totale droë-massa bereken word. Jones & Hargreaves (1979), Kelly & McNeill (1980) en Barnes *et al.* (1982) het gevind dat die akkuraatheid van die droë-massa beramings verhoog word deur die range van elke kwadraat te beswaar met die kwadraatopbrengs.

## **RESULTATE EN BESPREKING**

### **Veldtoestandtelling**

Die berekende veldtoestandtelling vir elke plantgemeenskap, volgens die ekologiese-indeksmetode en weidingswaardemetode, word in Figuur 5 weergegee. Die persentasie bydrae van die verskillende ekologiese klasse en weidingswaarde groepe tot die totale plantspesiesamestelling van elke plantgemeenskap se kruidlaag, word onderskeidelik in Figure 6 en 7 aangetoon.

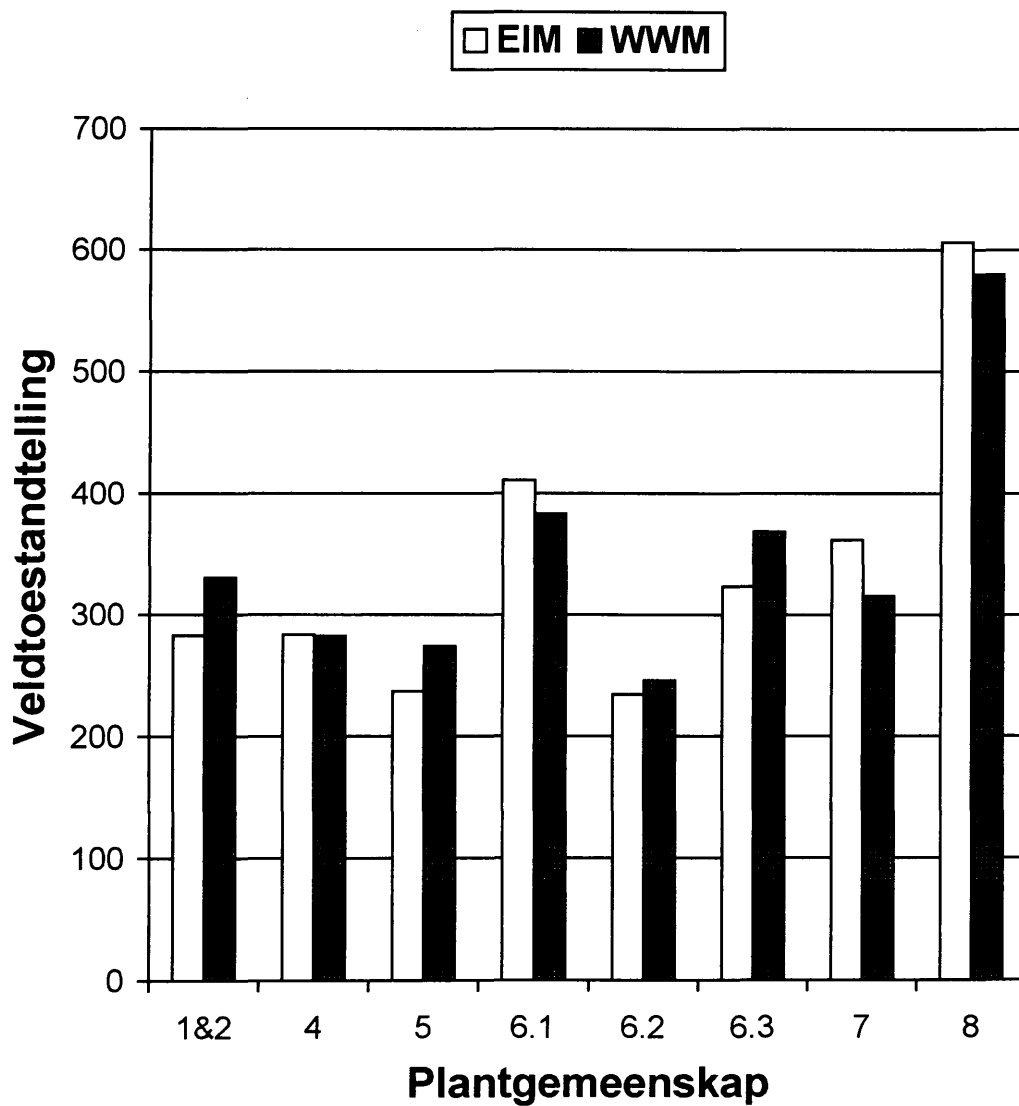
### **Staande oes**

#### Kwadraatgrootte

In Figuur 8 word die persentasie verspreiding van die aantal spesies per kwadraat aangetoon. Hiervolgens is die  $0.7 \times 0.7$  m kwadraat die mees geskikte een vir gebruik in die studiegebied. In 76 % van die waarnemings was daar drie of meer plantsoorte teenwoordig in hierdie kwadraat.

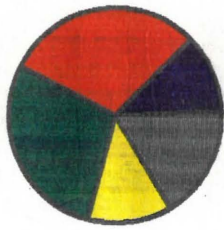
#### Getal kwadrate

Die verband tussen die standaard afwyking van die werklike persentasie-samestelling en getal kwadrate word in Figuur 9 aangedui. Hiervolgens is besluit dat minstens 100 kwadrate per plantgemeenskap waargeneem moet word.



**Figuur 5:** Veldtoestandtelling volgens die Ekologiese-indeksmetode (EIM) en Weidingswaardemetode (WWM) in agt plantgemeenskappe op die Messina-proefplaas in die Noordelike Provinsie. Plantgemeenskapnummers is in ooreenstemming met die fitososiologiese tabel (Tabel 1, Hoofstuk 3).

**Plantgemeenskappe 1&2**



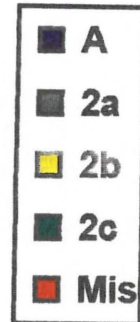
**Plantgemeenskap 4**



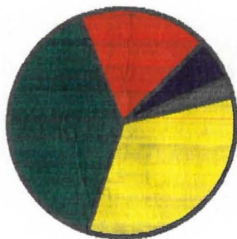
**Plantgemeenskap 5**



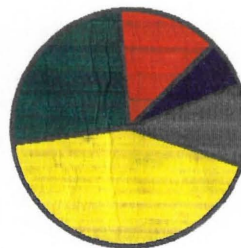
**Variant 6.1**



**Variant 6.2**



**Variant 6.3**



**Plantgemeenskap 7**



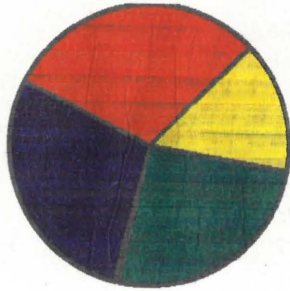
**Plantgemeenskap 8**



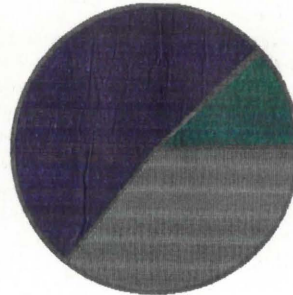
**Figuur 6:** Persentasie bydrae van verskillende ekologiese klasse (A = afnemers, 2a = toenemers 2a, 2b = toenemers 2b, 2c = toenemers 2c en mis = misklas) tot die plantsamestelling van die kruidlaag in die plantgemeenskappe op die Messina-proefplaas in die Noordelike Provinsie. Plantgemeenskapnummers is in ooreenstemming met die fitososiologiese tabel (Tabel 1, Hoofstuk 3).



**Plantgemeenskap 1 & 2**



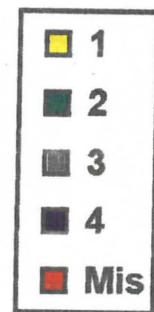
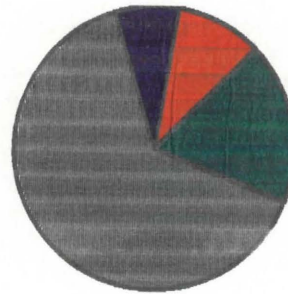
**Plantgemeenskap 4**



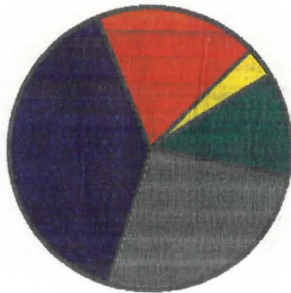
**Plantgemeenskap 5**



**Variant 6.1**



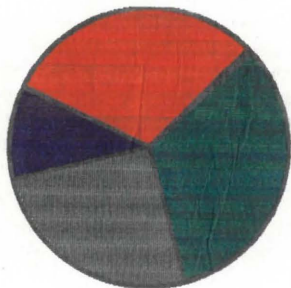
**Variant 6.2**



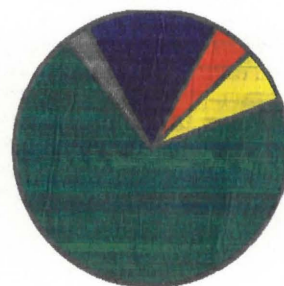
**Variant 6.3**



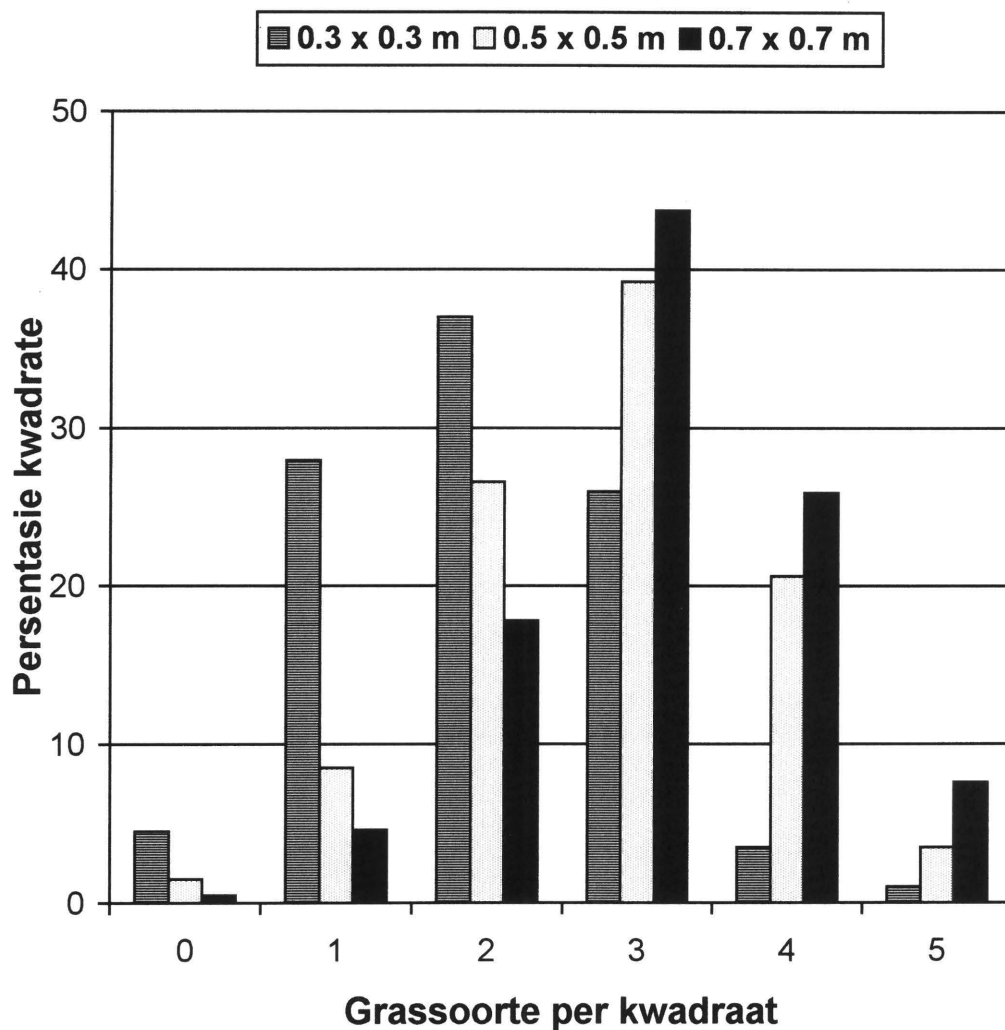
**Plantgemeenskap 7**



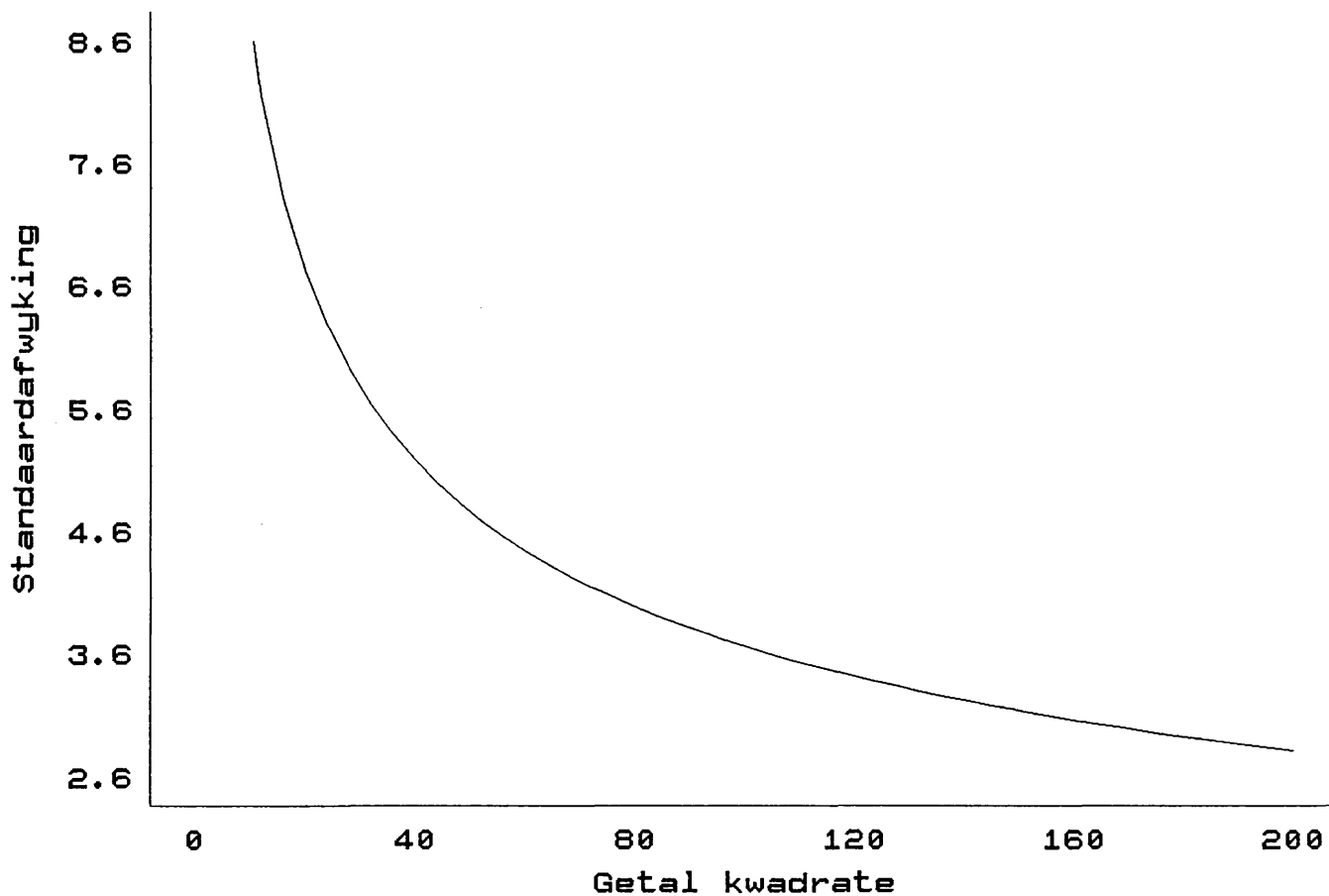
**Plantgemeenskap 8**



**Figuur 7:** Persentasie bydrae van verskillende weidingswaardegroepe (1 = groep 1, 2 = groep 2, 3 = groep 3, 4 = groep 4 en mis = misgroepe) tot die plantsamestelling van die kruidlaag in die plantgemeenskappe op die Messina-proefplaas in die Noordelike Provinsie. Plantgemeenskapnummers is in ooreenstemming met die fitososiologiese tabel (Tabel 1, Hoofstuk 3).



**Figuur 8:** Die persentasie verspreiding van die aantal grassoorte per kwadraat met verskillende kwadraatgroottes, vir die bepaling van die geskikste kwadraatgrootte vir gebruik in die droë-massa rangorde metode van botaniese ontleding op die Messina-proefplaas in die Noordelike Provinsie.



**Figuur 9:** Die verband tussen die getal kwadrate en die standaard afwyking van die werklike persentasie plantsamestelling van die kruidlaag, om sodoende die aantal kwadrate te bepaal vir gebruik in die droë-massa rangorde metode van botaniese ontleding op die Messina-proefplaas in die Noordelike Provinsie.

### Droë-massa opbrengs

Die twee regressievergelykings wat gebruik is vir die berekening van die droë-massa opbrengs was as volg:  $y = -6.43x^{1.51}$  ( $r^2 = 0.87$ ) en  $y = -7.07x^{1.56}$  ( $r^2 = 0.84$ ) waar  $y =$  droë-massa opbrengs en  $x =$  geskatte opbrengs op 'n 1-10 skaal. Die totale droë-massa opbrengs van die verskillende plantgemeenskappe word aangetoon in Figuur 10. Tabel 3 dui die persentasie bydrae aan van verskillende spesies tot die totale droë-massa in elke plantgemeenskap.

### **Beskrywing van die plantgemeenskappe**

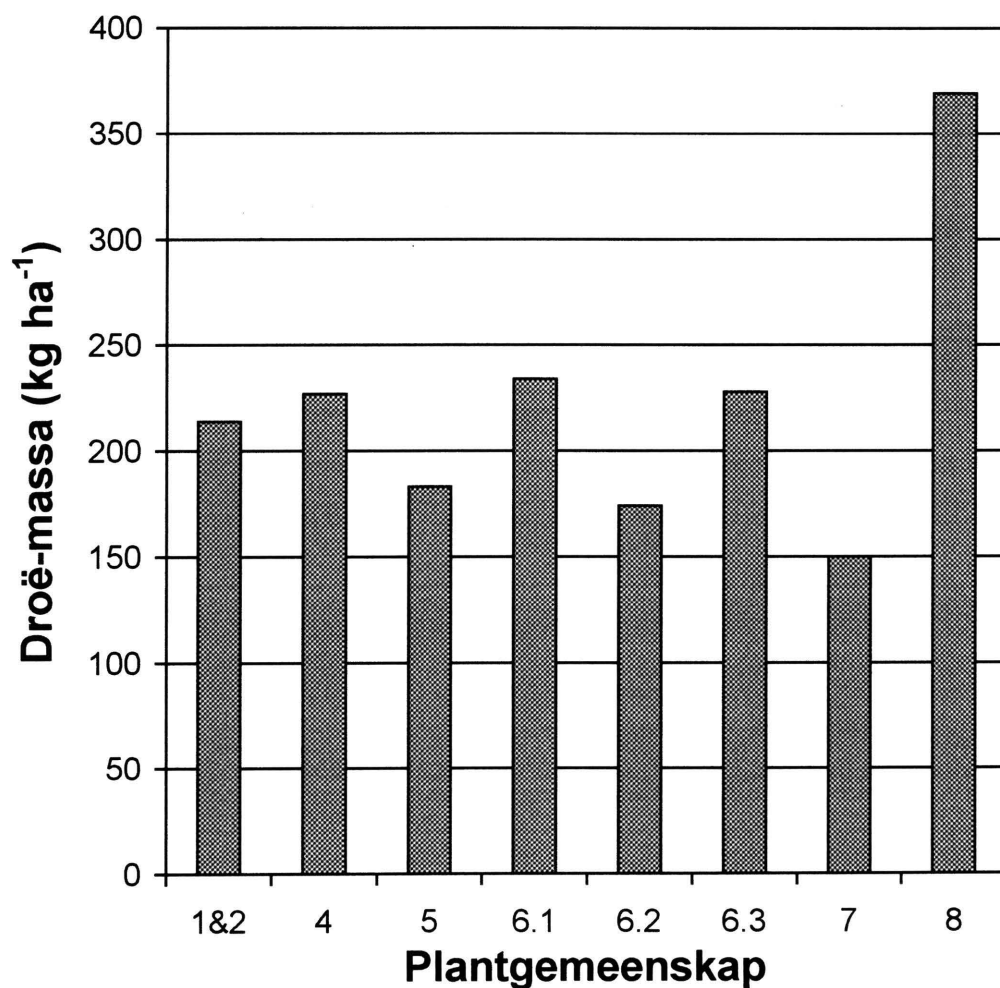
1&2. *Hyphaene coriacea-Eragrostis rotifer* kort, yl boomveld en *Monechma divaricatum-Colophospermum mopane* lae woud:

Die gemeenskappe het 'n telling van 283 volgens die ekologiese indeksmetode en 'n telling van 330 volgens die weidingswaardemetode (Figuur 5). Die relatief lae telling volgens die ekologiese indeksmetode kan toegeskryf word aan die hoë voorkoms van die misklas (30 %) (Figuur 6). Ten spyte van die opvallende voorkoms van die misklas, is die weidingswaardemetode telling in hierdie gemeenskap verteenwoordigend van die gemiddelde telling oor al die plantgemeenskappe. Die weidingswaardemetode telling word verhoog deur die relatief hoë voorkoms van groep 1 plantsoorte (15 %) (Figuur 7).

Die droë-massa opbrengs ( $214 \text{ kg ha}^{-1}$ ) in hierdie gemeenskap is naby die gemiddeld vir al die plantgemeenskappe (Figuur 10). Enkele meerjarige spesies soos *Eragrostis rotifer*, *Panicum maximum* en *Stipagrostis uniplumis* lewer 'n belangrike bydrae tot die totale staande oes (Tabel 3).

4. *Mariscus rehmannianus - Colophospermum mopane* lae, geslote boomveld:

Hierdie gemeenskap het 'n ekologiese indeksmetode telling van 283 en 'n weidingswaardemetode telling van 282 (Figuur 5). Die gemeenskap is uit 'n ekologiese oogpunt, relatief tot die ander gemeenskappe, in 'n effens ondergemiddelde toestand. Die ondergemiddelde ekologiese indeksmetode telling kan toegeskryf word aan die hoë persentasie toenemers 2c grassoorte (56 %) (Figuur 6).



**Figuur 10:** Die droë-massa opbrengs in die kruidlaag van die onderskeie plantgemeenskappe op die Messina-proefplaas in die Noordelike Provinsie. Plantgemeenskapnummers is in ooreenstemming met die fitososiologiese tabel (Tabel 1, Hoofstuk 3).

Die droë-massa opbrengs in hierdie gemeenskap is 227 kg ha<sup>-1</sup> (Figuur 10). *Aristida congesta* (29 %) en nie-grasagtige kruide (22 %) maak die grootste bydrae tot die staande oes (Tabel 3).

#### 5. *Kirkia acuminata* - *Enneapogon cenchroides* kort, geslote boomveld

Hierdie gemeenskap het 'n lae ekologiese indeksmetode telling (237) en weidingswaardemetode telling (274) (Figuur 5). Dit is die gemeenskap met die hoogste persentasie toenemer 2c grassoorte (57 %) (Figuur 6), sowel as die hoogste persentasie (57 %) groep 4 grasse. Hierdie hoë voorkoms van ongewenste grasse uit 'n ekologies en weidingswaarde oogpunt, dui daarop dat die gemeenskap waarskynlik straf oorbenut is deur grasvreter.

Die gemeenskap se droë-massa opbrengs is ondergemiddeld (183 kg ha<sup>-1</sup>) (Figuur 10). *Enneapogon cenchroides* (23 %) en ook *Brachiaria deflexa* (21 %) maak belangrike bydraes tot die staande oes (Tabel 3).

#### 6. *Blepharis diversispina* - *Combretum apiculatum* lae, geslote boomveld

##### 6.1. *Tinnea rhodesiana* variant

Hierdie variant het 'n relatief hoë ekologiese indeks (411) sowel as weidingswaardemetode (383) telling (Figuur 5). Die relatief goeie telling volgens die ekologiese indeksmetode, is toe te skryf aan 'n redelike voorkoms van afnemer grasspesies (14 %), terwyl toenemer 2c grasspesies (7 %), swakker verteenwoordig is as in enige ander gemeenskap (Figuur 6). Geen groep 1 grassoorte kom voor en groep 2 en 3 grasse maak gesamentlik 83 % uit van die totale spesiesamestelling (Figuur 7).

Die gemeenskap het die tweede hoogste droë-massa opbrengs (234 kg ha<sup>-1</sup>) (Figuur 10). *Aristida congesta* maak 'n besonder hoë bydrae (68 %) tot die totale persentasiesamestelling op 'n droë-massa basis (Tabel 3). Hierdie is die enigste plantgemeenskap waar nie-grasagtige kruide 'n relatief klein bydrae (2.3 %) lewer tot die staande oes (Tabel 3).

**Tabel 3:** Die persentasie bydrae, gegrond op die droë-massa opbrengs, van verskillende plantsoorte tot die samestelling van die kruidlaag in elkeen van die plantgemeenskappe op die Messina-proefplaas in die Noordelike Provinsie. Plantgemeenskapnummers is volgens die fitososiologiese tabel (Tabel 1, Hoofstuk 3).

PLANTSOORT	PLANTGEMEENSAP							
	1&2	4	5	6.1	6.2	6.3	7	8
<i>Acrachne racemosa</i>	0	0	0.73	0	0	0	0	0.72
<i>Aristida adscensionis</i>	0	7.10	16.20	5.11	32.52	7.56	10.45	1.57
<i>Aristida congesta</i>	0.44	29.16	9.55	67.99	14.33	42.88	39.09	0.05
<i>Aristida meridionalis</i>	0	0	0	0	0	0	0	0.05
<i>Aristida scabrivalvis</i>	0	0	0	0	0	0.53	0.22	0
<i>Aristida stipitata</i>	0	0	2.90	0	0	0	0	0
<i>Brachiaria deflexa</i>	3.56	11.98	20.55	14.65	6.06	2.77	18.39	4.17
<i>Bothriochloa insculpta</i>	0	0	0	1.29	0	0	1.05	0
<i>Cenchrus ciliaris</i>	0.35	0	0	0	0	0	0	0
<i>Chloris virgata</i>	5.23	0	0	0	0	0	0	0.8
<i>Danthoniopsis dinteri</i>	0	0	0	0	0	0	3.4	0
<i>Digitaria eriantha</i>	0	0	0	0	0	0	1.68	0
<i>Digitaria velutina</i>	0.48	4.56	2.98	0	0.39	0	0.08	3.31
<i>Enneapogon cenchroides</i>	12.97	12.23	22.94	4.07	7.66	14.93	14.14	8.38
<i>Eragrostis biflora</i>	0	0	0	0	0	0	0	0.33
<i>Eragrostis lehmanniana</i>	7.37	0	0.23	0.06	0	1.47	0.44	2.14
<i>Eragrostis porosa</i>	0	1.48	0.42	0	0	0	0	0.35
<i>Eragrostis rotifer</i>	17.68	0	0	0	0	0	0	2.70
<i>Melinis repens</i>	0.99	0	1.29	0.51	10.59	0	1.06	0.12
<i>Oropetium capense</i>	0	0.23	0.05	1.13	0.57	0.01	1.54	0
<i>Panicum maximum</i>	6.72	0	0	0	0	0	1.05	15.43
<i>Sporobolus panicoides</i>	0	0	0	2.47	0	0	0	0
<i>Setaria sagittifolia</i>	2.36	0	0	0	2.22	0	0	37.09
<i>Setaria verticillata</i>	0	0	0	0	0	0	0	0.04
<i>Stipagrostis uniplumis</i>	14.48	0	0.95	0	5.81	6.63	0	0
<i>Tragus berteronianus</i>	0.12	10.92	5.23	0.38	1.77	1.81	0.42	0.18
<i>Urochloa mosambicensis</i>	8.67	0	0	0	0	0	0	0
Kruide	18.57	22.33	16.45	2.33	18.07	21.39	7	22.58
Totaal	100	100	100	100	100	100	100	100

### 6.2. *Geigeria acaulis* variant

Hierdie variant het 'n lae ekologiese indeksmetode (234) sowel as weidingswaardemetode (246) telling (Figuur 5). 'n Groot persentasie toenemer 2b (33 %) en toenemer 2c (39 %) grasspesies is teenwoordig, en die mis-klas is ook goed verteenwoordig (19 %) (Figuur 7). 'n Groot persentasie groep 4 grasspesies (39 %) (Figuur 7) gee aanleiding tot die lae weidingswaardemetode telling.

Die droë-massa opbrengs in hierdie variant is relatief laag ( $174 \text{ kg ha}^{-1}$ ) (Figuur 10). *Aristida adscensionis* (33 %) en nie-grasagtige kruide maak die grootste bydrae tot die spesiesamestelling op 'n droë-massa basis (Tabel 3).

### 6.3. *Abutilon austro-africanum* variant

Hierdie variant het 'n ekologiese indeksmetode telling van 323 en 'n weidingswaardemetode telling van 369 (Figuur 5). Toenemer 2b grasspesies is die grootste klas (43 %) in hierdie gemeenskap (Figuur 6). Al vier groepe grassoorte van die weidingswaardemetode, sowel as die misgroep, is goed verteenwoordig in hierdie gemeenskap (Figuur 7).

Die gemeenskap het 'n droë-massa opbrengs van  $228 \text{ kg ha}^{-1}$  (Figuur 10). *Aristida congesta* (43 %), *Enneapogon cenchroides* (14 %) en nie-grasagtige kruide (21 %) maak die grootste bydrae tot die staande oes (Tabel 3).

### 7. *Tricholaena monachne* - *Commiphora tenuipetiolata* lae ruigte

Hierdie gemeenskap is volgens die ekologiese indeksmetode (362) in die derde beste toestand, maar volgens die weidingswaardemetode (315) is dit in die vyfde plek (Figuur 5). Hoewel die mis klas (31 %), 'n hoër voorkoms het as in enige ander gemeenskap, lei die hoë persentasie afnemers grassoorte (25 %) tot die relatief goeie telling. Die weidingswaardemetode telling is egter laag omdat groep 1 grasse (0.5 %) swak verteenwoordig is.

Hierdie gemeenskap het die laagste droë-massa opbrengs ( $150 \text{ kg ha}^{-1}$ ) (Figuur 10). Die belangrikste grasspesies op 'n droë-massa basis is *Aristida congesta* (39 %) en



*Brachiaria deflexa* (18 %) (Tabel 3). Nie-grasagtige kruide (7 %) maak 'n relatief klein bydrae tot die staande oes.

#### 8. *Ficus tettensis* - *Aristida meridionalis* hoë, geslote boomveld

Hierdie gemeenskap het die hoogste ekologiese indeksmetode (606) en weidingswaardemetode (580) tellings (Figuur 5). 'n Relatief hoë persentasie afnemer grasspesies kom voor (25 %), terwyl toenemer 2a grasspesies (43 %) beter verteenwoordig is as in enige ander gemeenskap (Figuur 6). Groep 3 grasspesies (70 %) maak die oorgrote meerderheid uit van die spesiesamestelling (Figuur 7).

Hierdie gemeenskap het die hoogste droë-massa opbrengs ( $369 \text{ kg ha}^{-1}$ ) (Figuur 9). Die grootste variasie in spesiesamestelling, naamlik 17 verskillende grasspesies, kom ook in hierdie gemeenskap voor (Tabel 2.3.2). *Setaria saggitifolia* (37 %), *Panicum maximum* (15 %) en nie-grasagtige kruide (23 %) maak die grootste bydrae tot die staande oes (Tabel 3).

#### GEVOLGTREKKINGS

Die twee metodes wat gebruik is om 'n veldtoestandstelling te bereken, het soortgelyke resultate gelewer (Figuur 5). In situasies waar veldbestuur daarop gemik is om volhoubare diereproduksie te lewer, is dit belangrik om die veld volgens die behoefte van die dier te evalueer. Vir so 'n situasies word dit voorgestel dat daar eerder van die weidingswaardemetode gebruik gemaak word vir die berekening van 'n veldtoestandstelling. Veld wat in 'n ekologies goeie toestand verkeer, is nie noodwendig die mees geskikte vir 'n herbivoor nie (vergeelyk resultate van plantgemeenskap 7, Figuur 5). 'n Verdere voordeel van die weidingswaardemetode is dat, hoewel ook subjektief, dit makliker is om spesies op grond van visuele waarnemings in weidingswaarde groepe te plaas, as om die groepering in ekologiese klasse te doen. Veld kan ook in 'n relatief goeie ekologiese toestand wees, sonder dat dit noodwendig 'n hoë staande oes het (vergeelyk droë-massa opbrengs en ekologiese indeksmetode telling van plantgemeenskap 7).

*Brachiaria deflexa*, *Enneapogon cenchroides* en nie-grasagtige kruide word by al die plantgemeenskappe aangetref, en maak 'n relatief hoë bydrae tot die totale droë-massa (Tabel 3). *Tragus berteronianus* is ook in al die plantgemeenskappe teenwoordig, maar met die uitsondering van plantgemeenskap 4 (10.9 %) lewer dit slegs 'n klein bydrae tot die totale persentasie samestelling (Tabel 3). Meerjarige grasspesies soos *Eragrostis lehmanniana*, *Eragrostis rotifer*, *Panicum maximum* en *Stipagrostis uniplumis*, maak slegs in plantgemeenskappe 1&2 en plantgemeenskap 8 'n belangrike bydrae tot die droë-massa (Tabel 3). Met die uitsondering van laasgenoemde plantgemeenskappe, bestaan die grootste gedeelte van die totale droë-massa opbrengs in al die plantgemeenskappe uit eenjarige pioniertipe grasspesies (Tabel 3).

## HOOFSTUK 5

### KWANTIFISERING VAN DIE HOUTAGTIGE PLANTEGROEI

#### INLEIDING

Die hoeveelheid en seisoenale beskikbaarheid van blare varieer tussen verskillende plantgemeenskappe (Guy *et al.* 1979; Hall-Martin & Fuller 1975) en kan daarom as 'n belangrike faktor beskou word wat die habitatvoorkeure van herbivore beïnvloed. Die doel van hierdie deel van die studie was om 'n kwantitatiewe beskrywing van die houtagtige plantegroei in die studiegebied te verkry, wat ook gebruik kon word om die plantgemeenskapsvoorkeure van die verskillende wildsoorte te verklaar en te beskryf.

#### METODES

##### **Blaar droë-massa**

Die blaar droë-massa (DM) (waar biomassa 'n piek bereik) is bereken vir die houtagtige plantegroei in die verskillende plantgemeenskappe in die studiegebied. Weens die klein oppervlakte wat die *Hyphaene coriacea-Eragrostis rotifer* kort, yl boomveld beslaan, is dit saam met die *Monechma divaricatum-Colophospermum mopane* lae woud gemonster en word dit hier as dieselfde bestuurseenheid beskou. 'n Kwantitatiewe beskrywings-tegniek vir houtagtige plantegroei is gebruik om die blaar droë-massa te bepaal (Smit 1989a, 1989b). Volgens die tegniek berus die berekening van die blaar droë-massa op die verwantskap tussen die ruimtelike volume van 'n boomkroon en die boom se werklike blaarvolume en werklike blaarmassa, met inagneming van verskille in blaardigtheid. Vanaf die gemete dimensies van bome in vyf transekte van 50 x 4 m in elke plantgemeenskap, is hul kroonvolumes bereken en 'n geskatte blaarvolume en blaarmassa vir elke boom verkry deur verskillende regressievergelykings te gebruik vir fyn- en breëblaarspesies. Die berekenings is saamgevat in die BECVOL rekenaarmodel van Smit (1994).

Behalwe vir die totale blaar droë-massa, is gestratifiseerde beramings van die blaar droë-massa  $\text{ha}^{-1}$  op hoogtevlakke van 1.5, 2.0 en 5.0 m gemaak. Die hoogte van 1.5 m verteenwoordig die weihoogte van boerbokke *Capra hircus* (Aucamp 1976) en

rooibokke (Dayton 1978), terwyl 2.0 m en 5.0 m onderskeidelik die maksimum weihoogtes is van koedoes (Wentzel 1990) en kameelperde (Skinner & Smithers 1990).

### **Blaarfenologie**

Vanaf die resultate van die blaar droë-massa beramings, is die belangrikste houtagtige plantsoorte in elke plantgemeenskap geïdentifiseer (kyk resultate Figuur 12). Dit was soos volg:

- Plantgemeenskappe 1 & 2 - *Colophospermum mopane* en *Terminalia prunioides*.
- Plantgemeenskap 4 - *Colophospermum mopane*, *Combretum apiculatum* en *Sclerocarya birrea*.
- Plantgemeenskap 5 - *Lannea schweinfurthii*, *Colophospermum mopane*, *Combretum apiculatum* en *Grewia* spp.
- Variant 6.1 - *Colophospermum mopane*, *Combretum apiculatum*, *Commiphora glandulosa* en *Commiphora mollis*.
- Variant 6.2 - *Colophospermum mopane*, *Combretum apiculatum* en *Terminalia prunioides*.
- Variant 6.3 - *Colophospermum mopane* en *Combretum apiculatum*.
- Plantgemeenskap 7 - *Combretum apiculatum*, *Commiphora tenuipetiolata*, *Kirkia acuminata*, *Colophospermum mopane* en *Acacia erubescens*.
- Plantgemeenskap 8 - *Colophospermum mopane*.

Die *Commiphora pyracanthoides* - *Aristida congesta* lae, oop boomveld (plantgemeenskap 3), val buite die wildgebied (Hoofstuk 2) en is daarom nie ingesluit in die blaarfenologie studie nie.

Tien individue van verskillende ouderdomme en groottes van elkeen van bogenoemde spesies, is ewekansig geselekteer uit 'n gebied wat as verteenwoordigend beskou is van die betrokke plantgemeenskap (totaal 240 bome). Die geselekteerde bome is permanent gemerk en maandelikse waarnemings is vanaf September 1993 tot September 1994 gedoen (gedurende November en Desember is twee-weeklikse waarnemings gedoen). Tydens elke waarnemingsessie is daar aan elke boom 'n blaardragtelling toegeken:

0 = geen blare, 1 = 1-5% blare van volle blaardrag, 2 = 6-33 % van volle blaardrag, 3 = 34 - 66 % van volle blaardrag en 4 = 67 -100 % van die volle blaardragtelling. Blare is ook in verskillende fenologiese stadiums geklassifiseer as:

- a) Onvolwasse groen blare (OB)
- b) Volwasse groen blare (VB)
- c) Geel, verouderende blare (GB), en
- d) Droë, verouderende blare (DB)

Die blaardragtelling wat aan 'n boom toegeken is, is onderverdeel in beraamde skattings van die fenologiese samestelling van die blare ('n totale telling van 3 is byvoorbeeld opgemaak deur 2 volwasse blare en 1 onvolwasse blare).

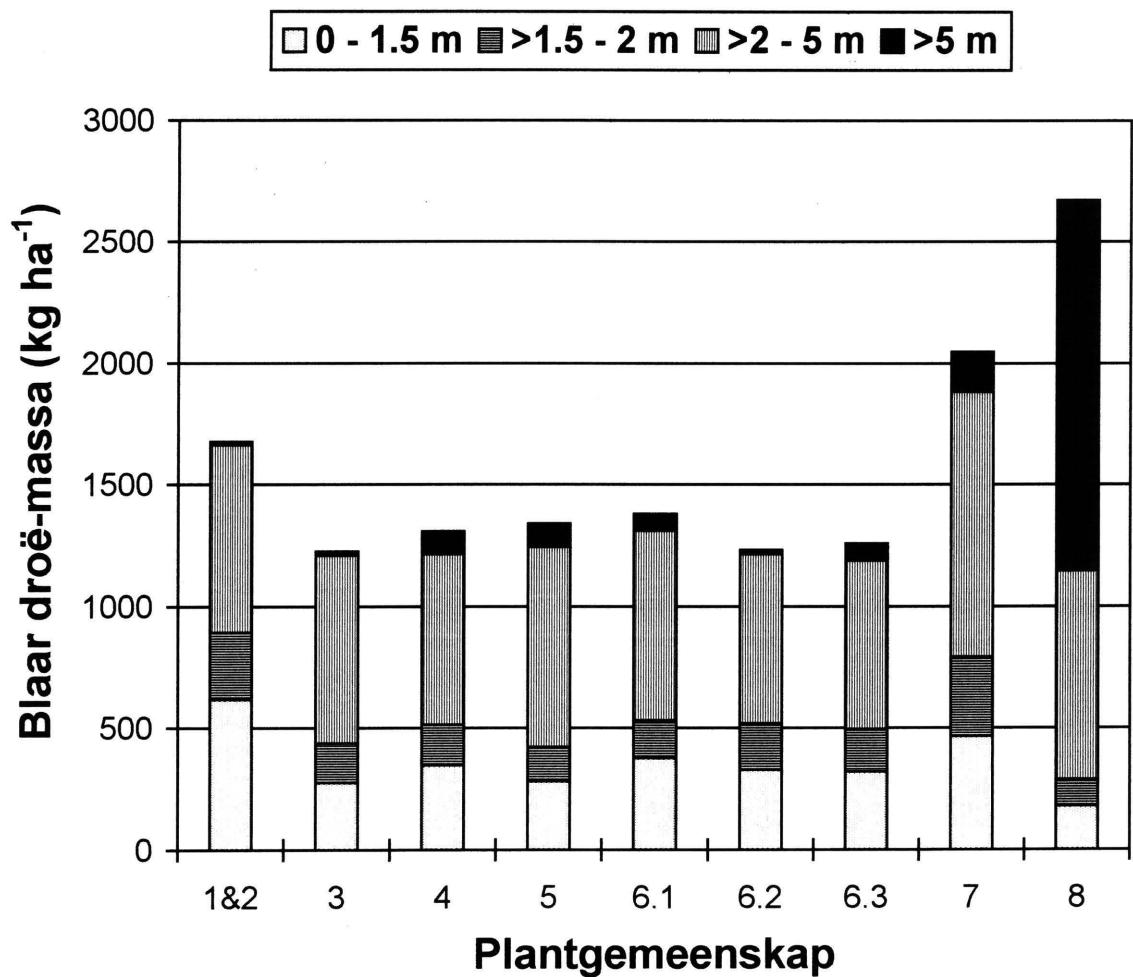
## RESULTATE EN BESPREKING

Beramings van die totale blaar droë-massa  $\text{ha}^{-1}$  vir elke plantgemeenskap op die gespesifiseerde hoogtevlakke verskyn in Figuur 11. Beraamde blaar droë-massa  $\text{ha}^{-1}$  vir houtagtige spesies wat elk meer as een persent bydra tot die totale blaar droë-massa  $\text{ha}^{-1}$  in elke plantgemeenskap, verskyn in Figuur 12. Die mediane blaardragtellings van al die gemerkte bome, met onderverdeling in die verskillende fenologiese klasse, word vir elke plantgemeenskap (Figuur 13) en vir elke boomspesie gegee (Figure 14 - 20). Mediane waardes in plaas van gemiddelde waardes is gebruik as gevolg van die nie-parametriese aard van die data (rangklasse).

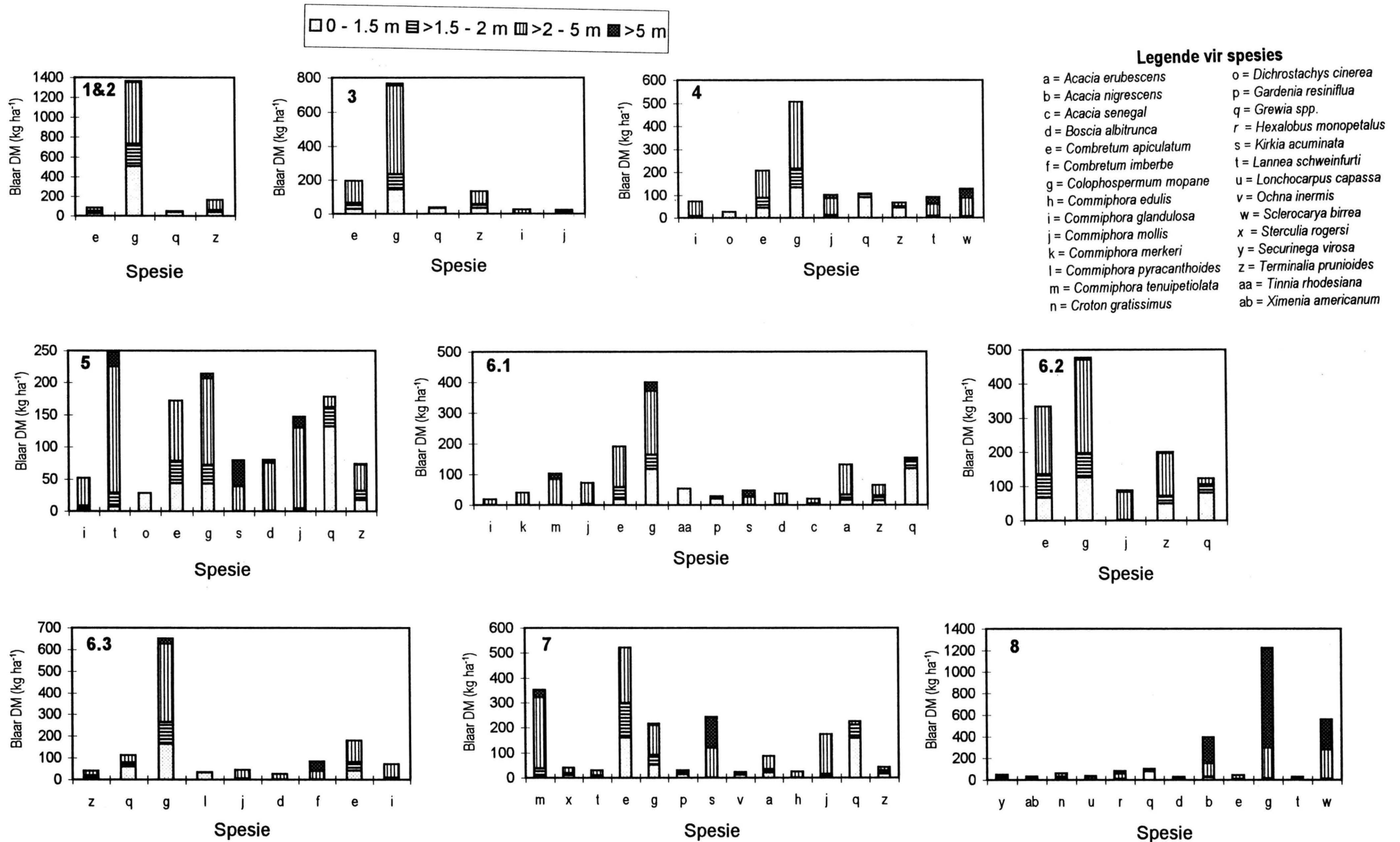
### Beskrywing van die plantgemeenskappe

1&2. *Hyphaene coriacea* - *Eragrostis rotifer* kort, yl boomveld en *Monechma divaricatum* - *Colophospermum mopane* lae woud gemeenskappe.

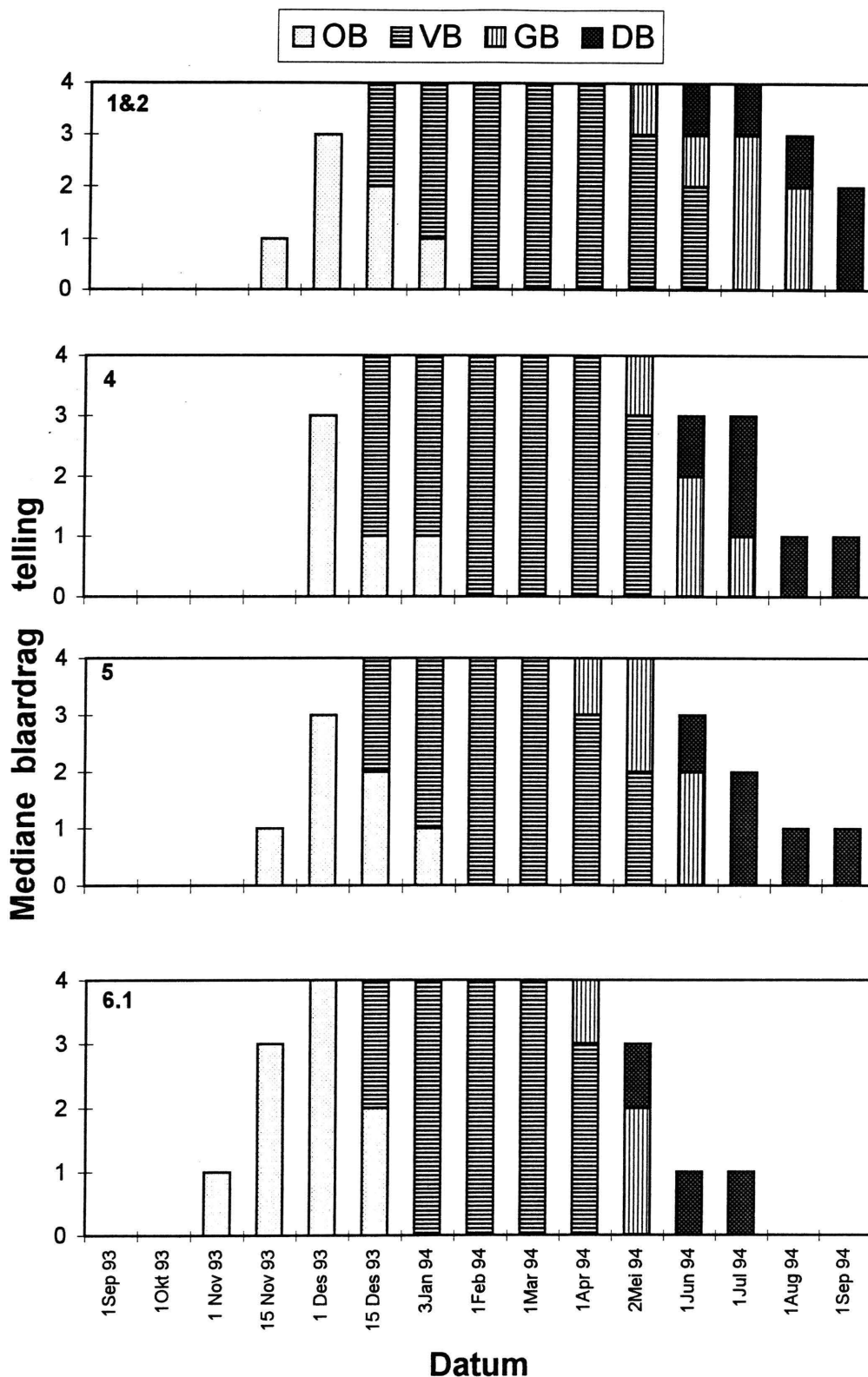
Die totale blaar droë-massa is  $1\ 675\ \text{kg}\ \text{ha}^{-1}$  (Figuur 11). *Colophospermum mopane* maak die grootste bydrae ( $1\ 364\ \text{kg}\ \text{ha}^{-1}$ ) tot die blaar droë-massa (Figuur 12). Net vier spesies dra meer as een persent by tot die totale blaar droë-massa (Figuur 12). Die gemeenskap het die hoogste blaar droë-massa onder 2.0 m ( $893\ \text{kg}\ \text{ha}^{-1}$ ) en onder 1.5 m hoogte ( $619\ \text{kg}\ \text{ha}^{-1}$ ) (Figuur 11). Die eerste blare van die nuwe seisoen verskyn in die middel van November en blare begin vergeel in Mei (Figuur 13). Die blaardragpatroon



**Figuur 11:** Beraming van die totale blaar droë-massa op gespesifiseerde hoogtevlakke (aangedui in meter bokant die grafiek) in die onderskeie plantgemeenskappe op die Messina-proefplaas in die Noordelike Provinsie. Plantgemeenskap-nommers is in ooreenstemming met die fitososiologiese tabel (Tabel 1, Hoofstuk 3).

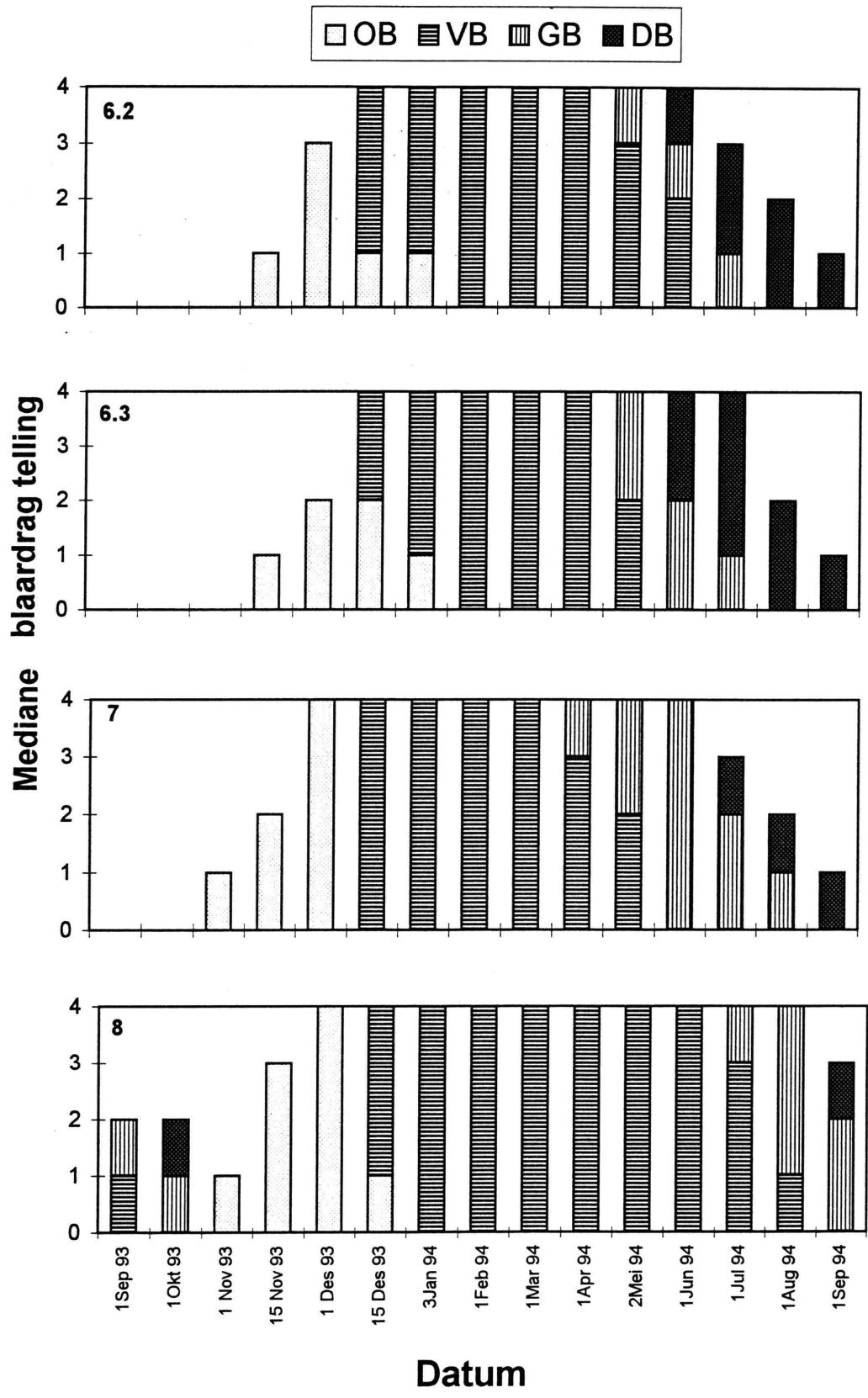


**Figuur 12:** Beraming van die blaar droë-massa (DM) op die gespesifiseerde hoogtevlakke (aangedui in meter bokant die grafieke) vir die houtagtige plante wat meer as een persent bydra tot die totale blaar droë-massa in die onderskeie plantgemeenskappe op die Messina-proefplaas in die Noordelike Provinsie. Plantgemeenskapnummers in die boonste linkerhoek van elke grafiek verwys na die fitososiologiese tabel (Tabel 1, Hoofstuk 3).

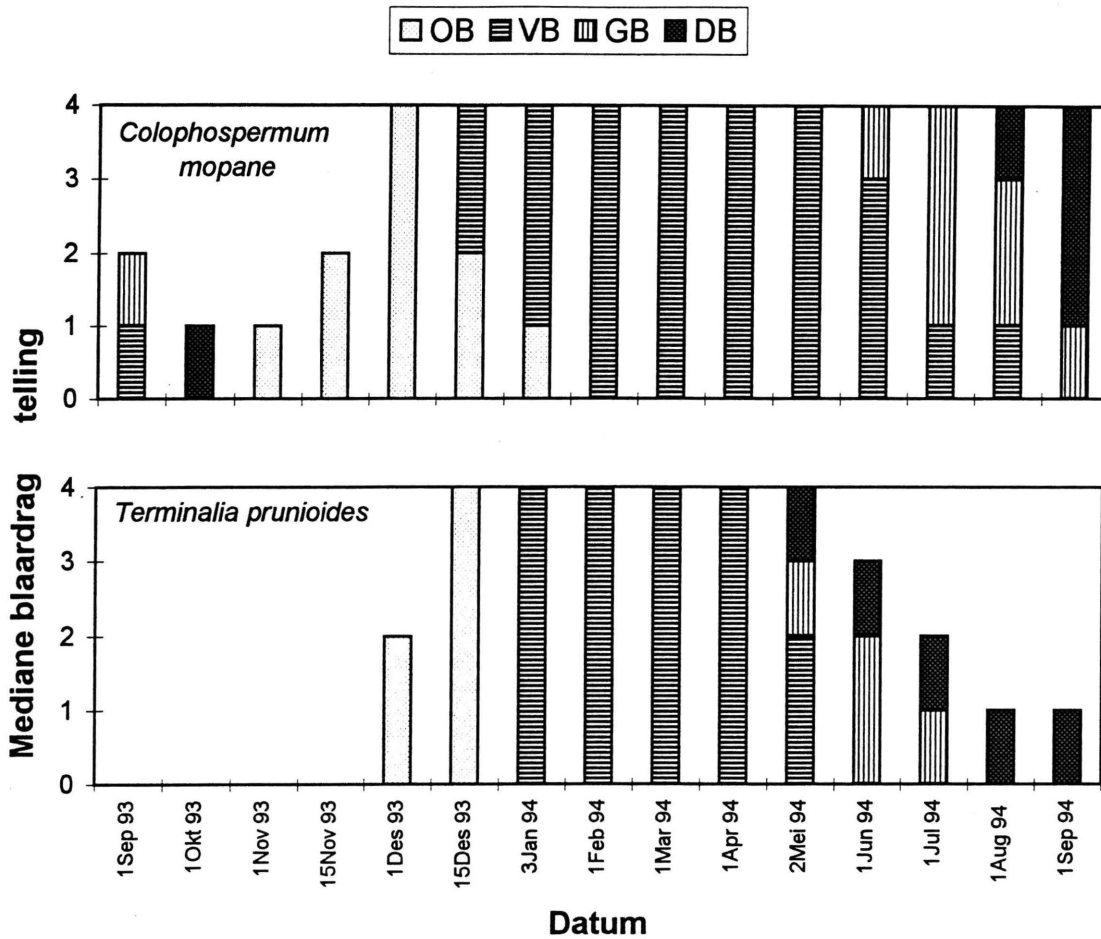


**Figuur 13:** Mediane blaardragtellings (0 = geen blare, en 1 = 1-5 %, 2 = 6-33 %, 3 = 34-66 % en 4 = 67-100 % onderskeidelik van volle blaardrag) van gemerkte bome in die onderskeie plantgemeenskappe op die Messina-proefplaas in die Noordelike Provinsie, met onderverdeling in fenologiese stadiums (OB = onvolwasse blare, VB = volwasse blare, GB = geel, verouderende blare, DB = droë verouderende blare). Plantgemeenskapnummers volgens die fitososiologiese tabel (Tabel 1, Hoofstuk 3).





Figuur 13: Vervolg



**Figuur 14:** Mediane blaardragtellings (0 = geen blare, en 1 = 1-5 %, 2 = 6-33 %, 3 = 34-66 % en 4 = 67-100% onderskeidelik van volle blaardrag) van gemerkte bome in plantgemeenskappe 1&2 op die Messina-proefplaas in die Noordelike Provinsie, met onderverdeling in fenologiese stadiums (OB = onvolwasse blare, VB = volwasse blare, GB = geel, verouderende blare, DB = droë verouderende blare).

van *C. mopane* verskil grootliks van dié van *Terminalia prunioides* in dieselfde gemeenskap (Figuur 14). *C. mopane* behou sy droë blare langer aan die einde van die winter en begin lente (Augustus - Oktober), en die nuwe seisoen se blare verskyn vroeër (November) (Figuur 14). Die nuwe seisoen se blare van *T. prunioides* verskyn eers in Desember en vergeling van blare begin reeds in Mei, met net droë blare wat aan die boom oorbly teen Augustus (Figuur 14). Gedurende Oktober en November is *T. prunioides* sonder blare.

### 3. *Commiphora pyracanthoides* - *Aristida congesta* lae, oop boomveld

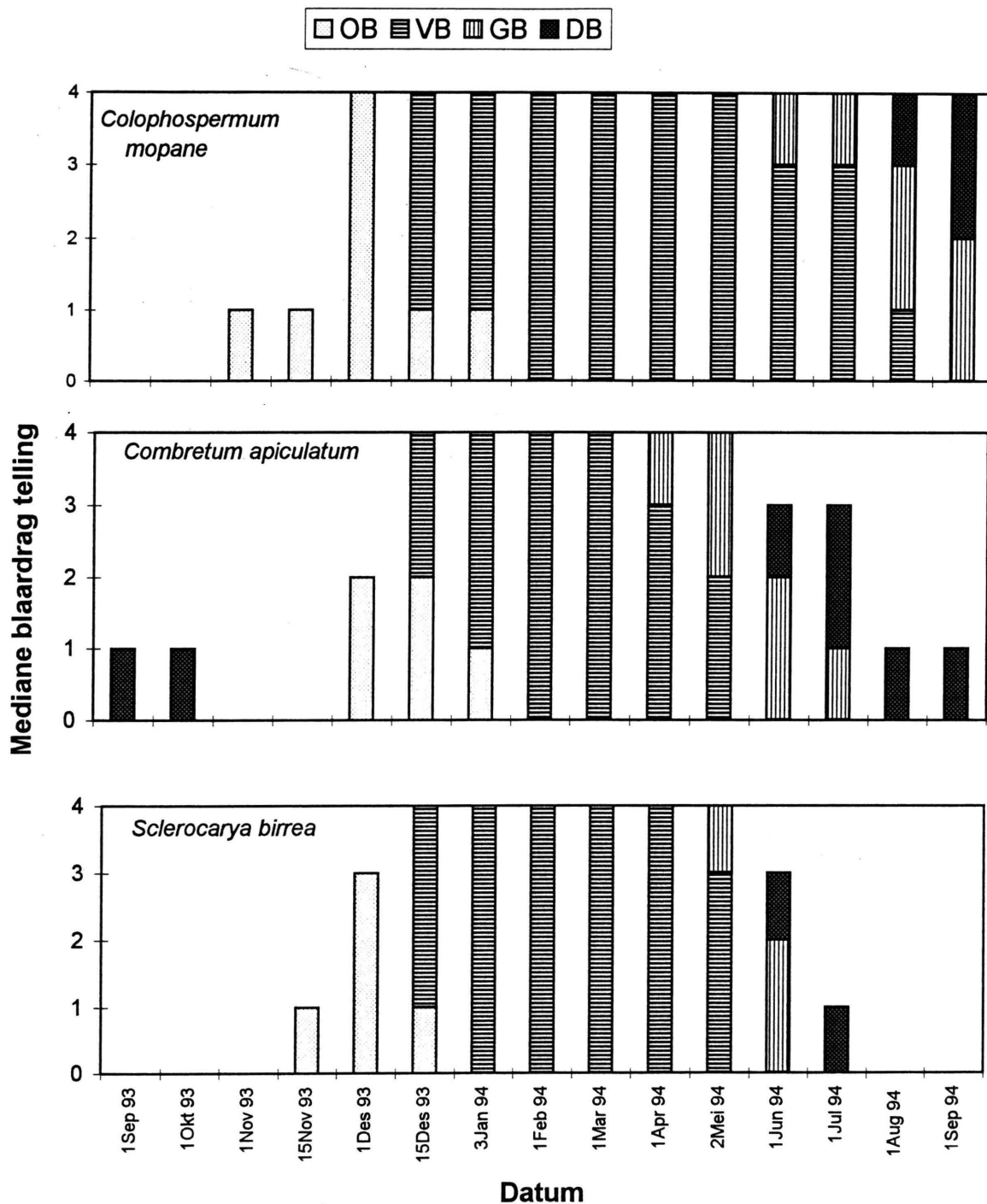
Die totale blaar droë-massa van 1 224 kg ha<sup>-1</sup> (Figuur 11), is die laagste van al die plantgemeenskappe (blaar droë-massa onder 1.5 m en 2.0 m hoogte is onderskeidelik 277 kg ha<sup>-1</sup> en 436 kg ha<sup>-1</sup> (Figuur 11). Van die totale blaar droë-massa kom net 13 kg ha<sup>-1</sup> bokant 5.0 m voor (Figuur 11). *Colophospermum mopane* maak die grootste deel uit van totale blaar droë-massa (507 kg ha<sup>-1</sup>) (Figuur 12).

### 4. *Mariscus rehmannianus* - *Colophospermum mopane* lae, geslote boomveld

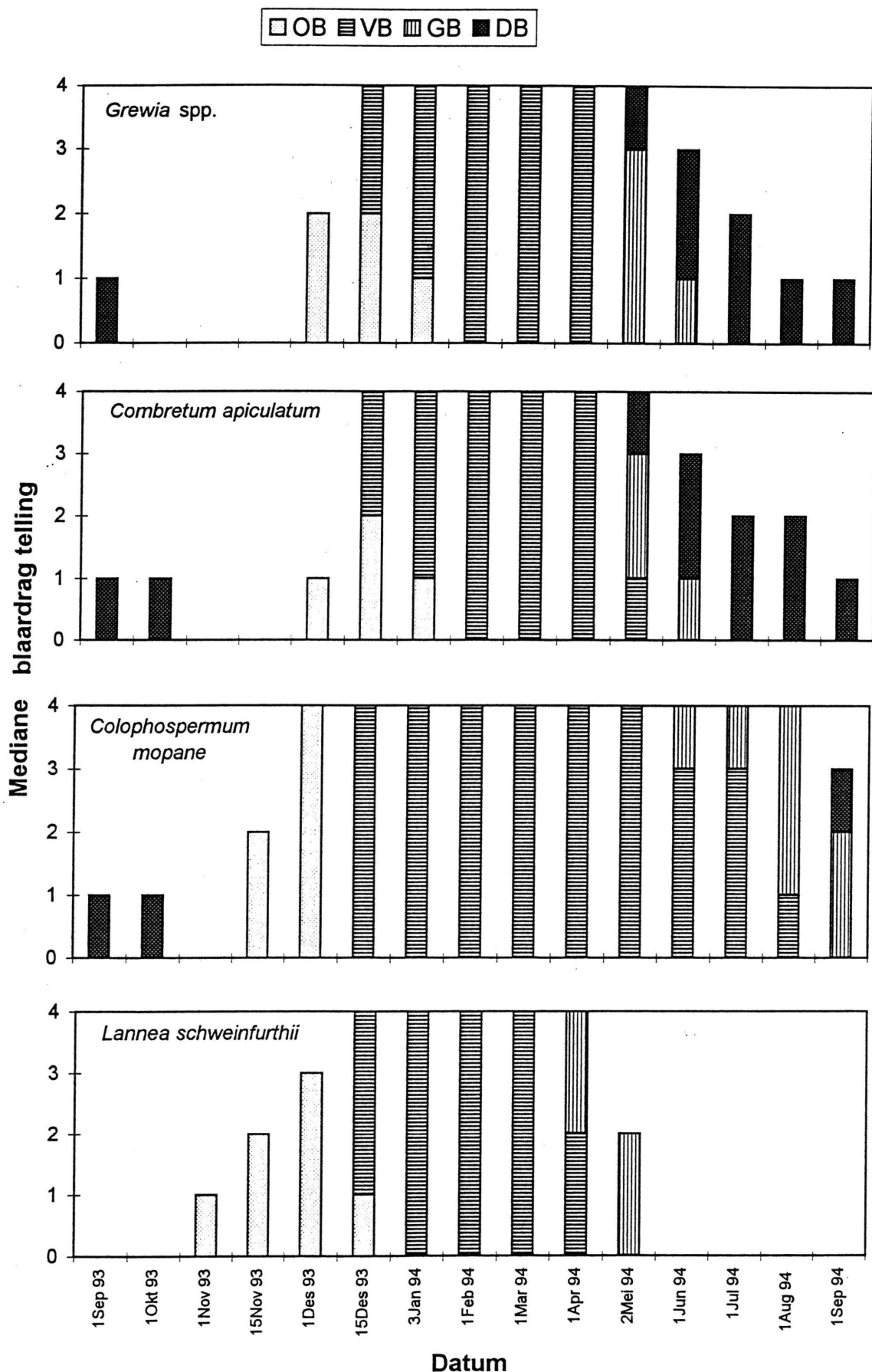
Die totale blaar droë-massa is 1 307 kg ha<sup>-1</sup> (Figuur 11). Blaar droë-massa onder 1.5 m en 2.0 m hoogte is onderskeidelik 133 kg ha<sup>-1</sup> en 216 kg ha<sup>-1</sup> (Figuur 11). *C. mopane* maak die grootste gedeelte uit van die totale blaar droë-massa (Figuur 6). Agt ander spesies dra meer as een persent by tot die totale blaar droë-massa (Figuur 12). Nuwe-seisoen blare verskyn laat (Desember) en die gemeenskap is sonder blare vir drie maande (Figuur 13). Nuwe seisoen blare verskyn eerste by *C. mopane* (Figuur 15). *Combretum apiculatum* begin eers laat bot (Desember), maar behou weer sy droë blare vir 'n lang periode (Augustus - Oktober). *Sclerocarya birrea* het 'n kort blaardragperiode (Figuur 15). Die eerste blare van *S. birrea* verskyn middel November en blare begin in Mei te vergeel. Teen begin Augustus het *S. birrea* reeds alle blare verloor (Figuur 15).

### 5. *Kirkia acuminata* - *Enneapogon cenchroides* kort, geslote boomveld

Die totale blaar droë-massa is effens hoër as in plantgemeenskap 4, maar die blaar droë-massa onder 1.5 m en 2.0 m is laer, onderskeidelik 282 kg ha<sup>-1</sup> en 422 kg ha<sup>-1</sup> (Figuur 11). Tien spesies dra elkeen meer as een persent by tot die totale blaar droë-massa (Figuur 12). *Lannea schweinfurthii* maak die grootste bydrae tot die totale blaar droë-



**Figuur 15:** Mediane blaardragtellings (0 = geen blare, en 1 = 1-5 %, 2 = 6-33 %, 3 = 34-66 % en 4 = 67-100% onderskeidelik van volle blaardrag) van gemerkte bome in plantgemeenskap 4 op die Messina-proefplaas in die Noordelike Provinsie, met onderverdeling in fenologiese stadiums (OB = onvolwasse blare, VB = volwasse blare, GB = geel, verouderende blare, DB = droë verouderende blare).



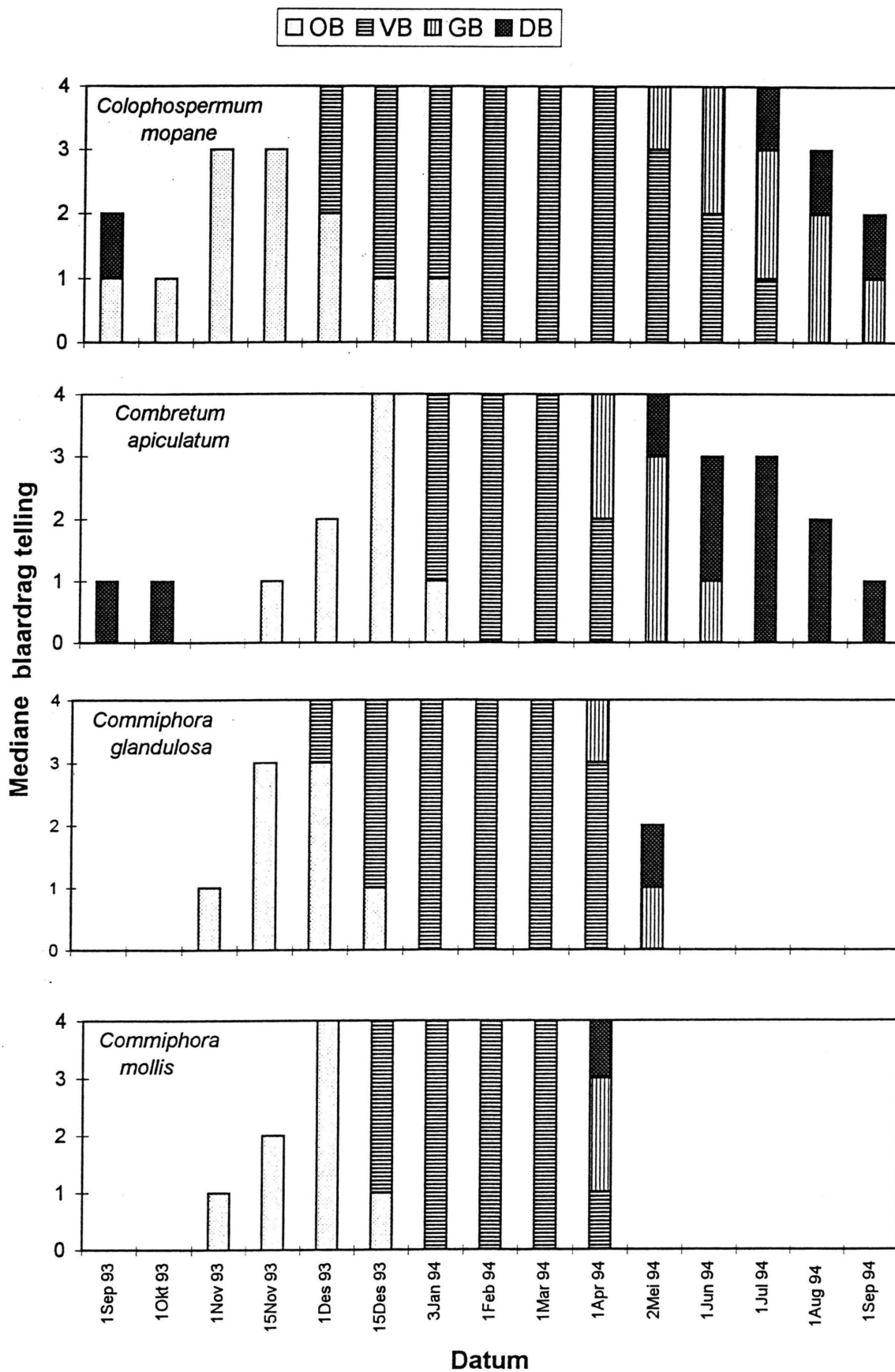
**Figuur 16:** Mediane blaardragtellings (0 = geen blare, en 1 = 1-5 %, 2 = 6-33 %, 3 = 34-66 % en 4 = 67-100% onderskeidelik van volle blaardrag) van gemerkte bome in plantgemeenskap 5 op die Messina-proefplaas in die Noordelike Provinsie, met onderverdeling in fenologiese stadiums (OB = onvolwasse blare, VB = volwasse blare, GB = geel, verouderende blare, DB = droë verouderende blare).

massa (214 kg ha<sup>-1</sup>). Die meeste hiervan (196 kg ha<sup>-1</sup>) word bokant 2.0 m hoogte gedra (Figuur 12). *Grewia* spp. maak die grootste bydrae tot die blaar droë-massa onder 2.0 m hoogte (162 kg ha<sup>-1</sup>) (Figuur 12). Nuwe-seisoen blare verskyn in die middel van November en blare begin reeds in April te vergeel (Figuur 13). *Grewia* spp. bot laat (Desember) en droë blare kom tot September voor op die struik (Figuur 16). *L. schweinfurthii* bot in November en die blare verkleur in April, waarna die blare vinnig afsterf en val (Figuur 16). *L. schweinfurthii* is vir vyf maande (Junie - Oktober) sonder blare. Die blaarfenologie van *Combretum. apiculatum* en *Colophospermum. mopane* is dieselfde as in plantgemeenskap 4.

## 6. *Blepharis diversispina* - *Combretum apiculatum* lae, geslote boomveld

### 6.1 *Tinnea rhodesiana* variant

Die totale blaar droë-massa in hierdie variant is 1 378 kg ha<sup>-1</sup> (Figuur 11). Dit is hoër as in die ander twee variante van die *Blepharis diversispina* - *Combretum apiculatum* lae geslote boomveld. Die blaar droë-massa onder 1.5 m en 2.0 m hoogtes is onderskeidelik 377 kg ha<sup>-1</sup> en 532 kg ha<sup>-1</sup> (Figuur 11). Die gemeenskap het die grootste verskeidenheid houtagtige spesies met 14 soorte wat elk meer as een persent bydra tot die totale blaar droë-massa (Figuur 12). *Colophospermum mopane* maak die grootste bydrae tot die blaar droë-massa (400 kg ha<sup>-1</sup>) (Figuur 12). Nuwe-seisoen blare verskyn in November en teen die begin van Junie bly net droë blare aan die meeste bome oor. Vanaf Augustus tot Oktober is die bome sonder blare (Figuur 13). Die blaar fenologie van *C. mopane* verskil van die algemene fenologie van die gemeenskap. *C. mopane* bome begin reeds in September bot terwyl droë blare ook nog teenwoordig is (Figuur 17). *C. apiculatum* begin ook vroeër bot as in die ander plantgemeenskappe. Nuwe-seisoen blare verskyn middel November en droë blare bly aan *C. apiculatum* bome tot Oktober (Figuur 17). *Commiphora glandulosa* en *Commiphora mollis* het 'n kort blaardragperiode (Figuur 17). Nuwe-seisoen blare verskyn in November en blare begin reeds in April te vergeel (Figuur 17). Nadat vergeling ingetree het val die blare vinnig af en *C. mollis* is vir ses maande (Mei - Oktober) en *C. glandulosa* vir 5 maande (Junie - Oktober) sonder blare.



**Figuur 17:** Mediane blaardragtellings (0 = geen blare, en 1 = 1-5 %, 2 = 6-33 %, 3 = 34-66 % en 4= 67-100% onderskeidelik van volle blaardrag) van gemerkte bome in plantgemeenskap 6.1 op die Messina-proefplaas in die Noordelike Provinsie, met onderverdeling in fenologiese stadiums (OB = onvolwasse blare, VB = volwasse blare, GB = geel, verouderende blare, DB = droë verouderende blare)

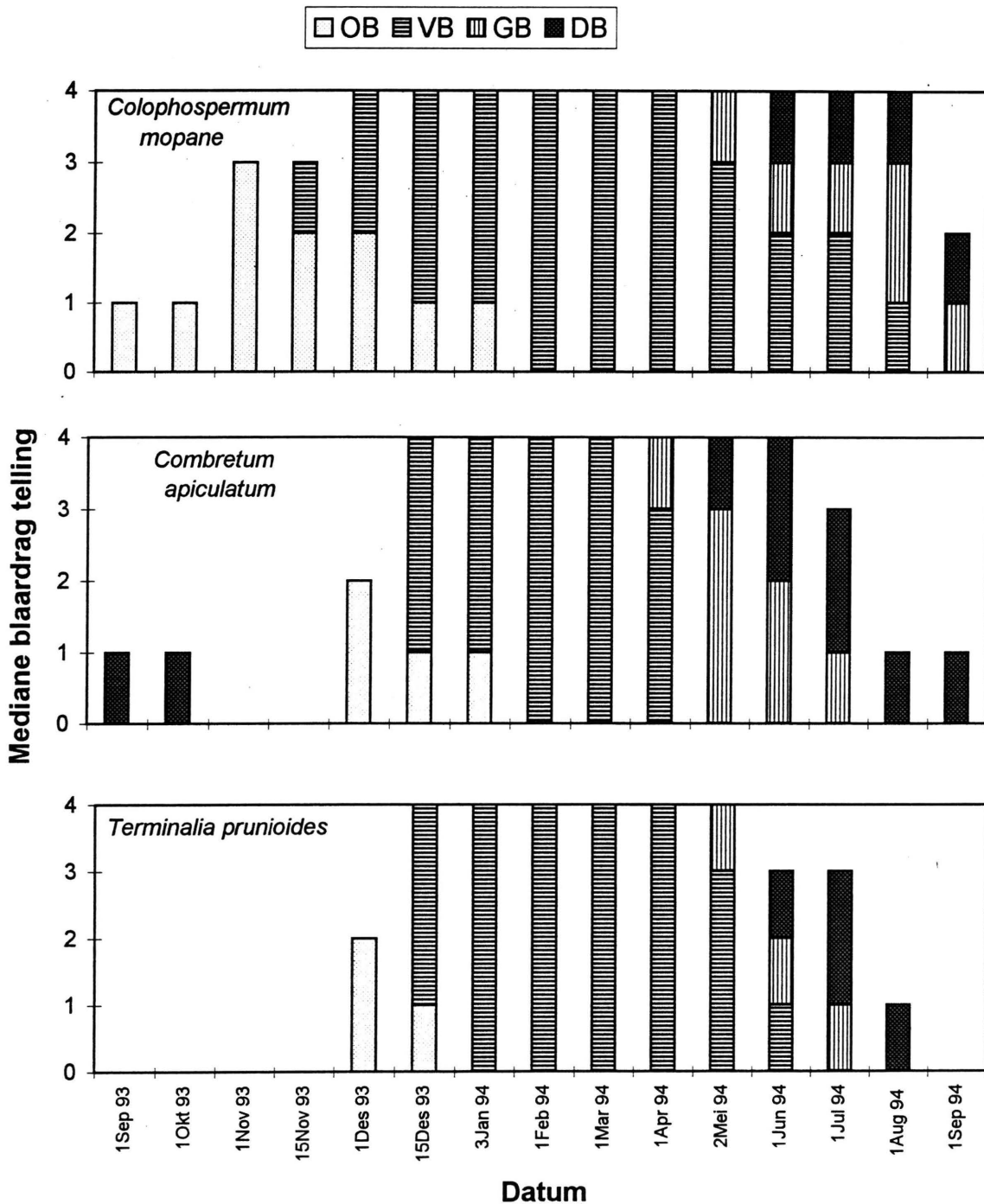
### 6.2 *Geigeria acaulis* variant

Die totale blaar droë-massa is 1 231 kg ha<sup>-1</sup> (Figuur 11). Blaar droë-massa onder 1.5 m, 2.0 m en 5.0 m hoogtes is onderskeidelik 329 kg ha<sup>-1</sup>, 519 kg ha<sup>-1</sup> en 1 215 kg ha<sup>-1</sup> (Figuur 11). Net 16 kg ha<sup>-1</sup> van die totale blaar droë-massa kom bokant 5.0 m hoogte voor. *C. mopane* maak die grootste deel uit (477 kg ha<sup>-1</sup>) van die totale blaar droë-massa, en die bydraes van *C. apiculatum* (333 kg ha<sup>-1</sup>) en *T. prunioides* (201 kg ha<sup>-1</sup>) tot die totale blaar droë-massa is ook belangrik (Figuur 12). Meeste bome in die gemeenskap begin bot in November en blaarvergeling tree in Mei in. Net droë blare is teen Augustus oor (Figuur 11). *C. mopane* vertoon dieselfde blaarfenologie as in variant 6.1. *C. mopane* begin reeds in September bot terwyl ou blare aan die boom bly tot September (Figuur 18). Die blaarfenologie van *C. apiculatum* is tipies soos in die ander gemeenskappe, nuwe blare verskyn in Desember, geel blare verskyn in April en droë blare bly aan die bome tot Oktober (Figuur 18). *T. prunioides* vertoon 'n soortgelyke blaardragpatroon en fenologiese stadiums van die blare as in plantgemeenskappe 1&2 (Figuur 18).

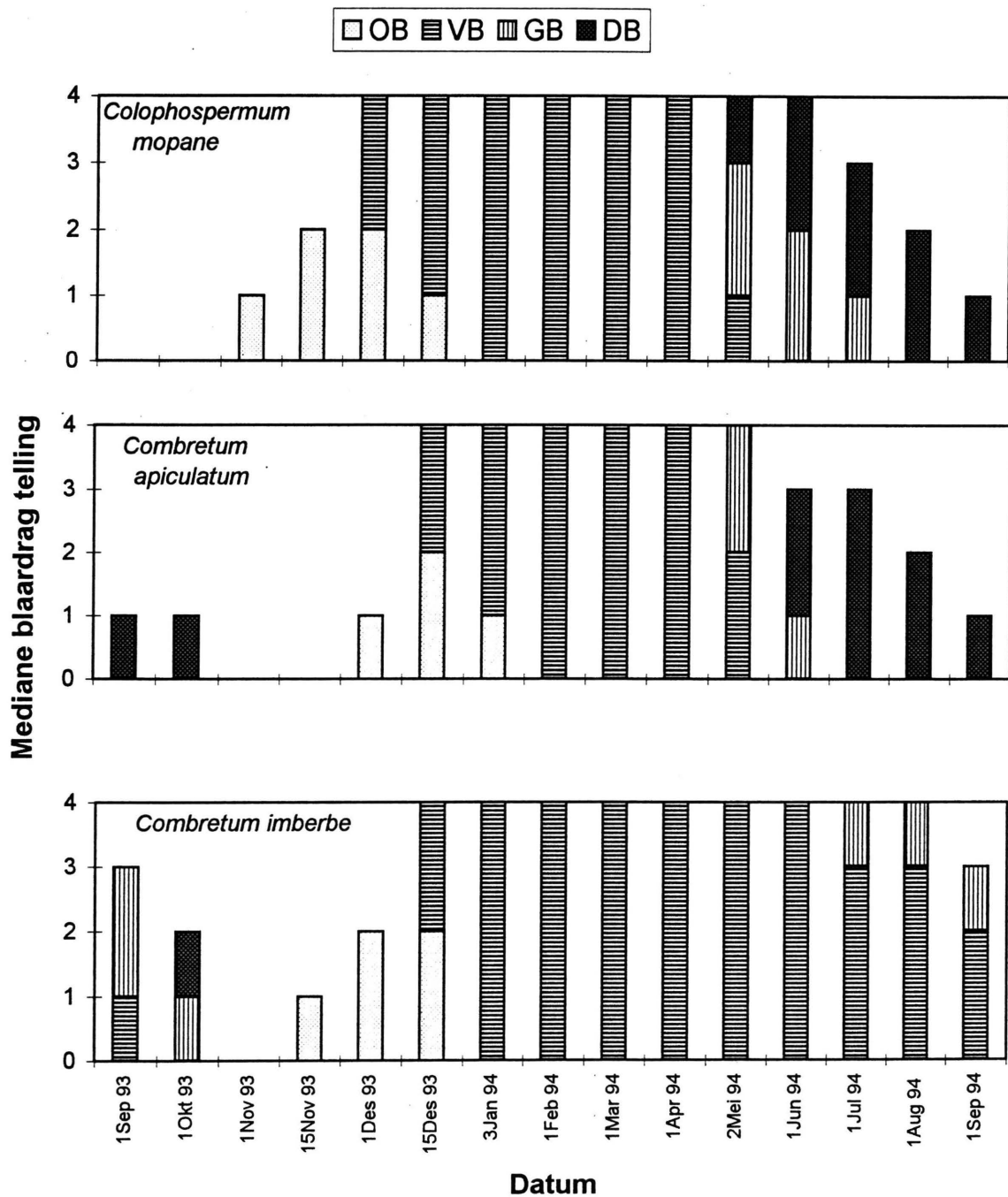
### 6.3 *Abutilon austro-africanum* variant

Die totale blaar droë-massa is 1 257 kg ha<sup>-1</sup> (Figuur 11). Blaar droë-massa onder 1.5 m (320 kg ha<sup>-1</sup>) en 2.0 m hoogtes (495 kg ha<sup>-1</sup>) verskil nie veel van die in variant 6.2 nie (Figuur 11). Net 70 kg ha<sup>-1</sup> blaar droë-massa is teenwoordig bokant 5.0 m hoogte (Figuur 11). *Colophospermum mopane* maak die grootste bydrae (651 kg ha<sup>-1</sup>) tot die totale blaar droë-massa (Figuur 12). Agt ander spesies dra ook elkeen meer as een persent maar minder as 180 kg ha<sup>-1</sup>, by tot die totale blaar droë-massa (Figuur 12). Die blaardragpatroon van die variant is soortgelyk aan die van variant 6.2, met die enigste verskil die ouer fenologiese stadiums van die blare vanaf Mei tot Julie (Figuur 13). *C. mopane* begin in November bot en teen Augustus is net droë blare oor (Figuur 19). Dit is 'n relatief kort blaardragperiode vir *C. mopane*. Die relatief kort blaardrag-periode en ouer fenologiese stadium van *C. mopane* blare in hierdie variant kan toegeskryf word aan die hoë digtheid waarteen *C. mopane* hier voorkom (Dekker & Van Rooyen 1995). Smit (1994) het gevind dat *C. mopane* in persele met hoë boomdigthede hul blare gouer verloor aan die einde van die winter en begin lente (Augustus - Oktober), en bome begin later bot as in persele met lae boomdigthede. Dit is ook gevind dat blare van bome in





**Figuur 18:** Mediane blaardragtellings (0 = geen blare, en 1 = 1-5 %, 2 = 6-33 %, 3 = 34-66 % en 4 = 67-100% onderskeidelik van volle blaardrag) van gemerkte bome in plantgemeenskap 6.2 op die Messina-proefplaas in die Noordelike Provinsie, met onderverdeling in fenologiese stadiums (OB = onvolwasse blare, VB = volwasse blare, GB = geel, verouderende blare, DB = droë verouderende blare).



**Figuur 19:** Mediane blaardragtellings (0 = geen blare, en 1 = 1-5 %, 2 = 6-33 %, 3 = 34-66 % en 4 = 67-100% onderskeidelik van volle blaardrag) van gemerkte bome in plantgemeenskap 6.3 op die Messina-proefplaas in die Noordelike Provinsie, met onderverdeling in fenologiese stadiums (OB = onvolwasse blare, VB = volwasse blare, GB = geel, verouderende blare, DB = droë verouderende blare).

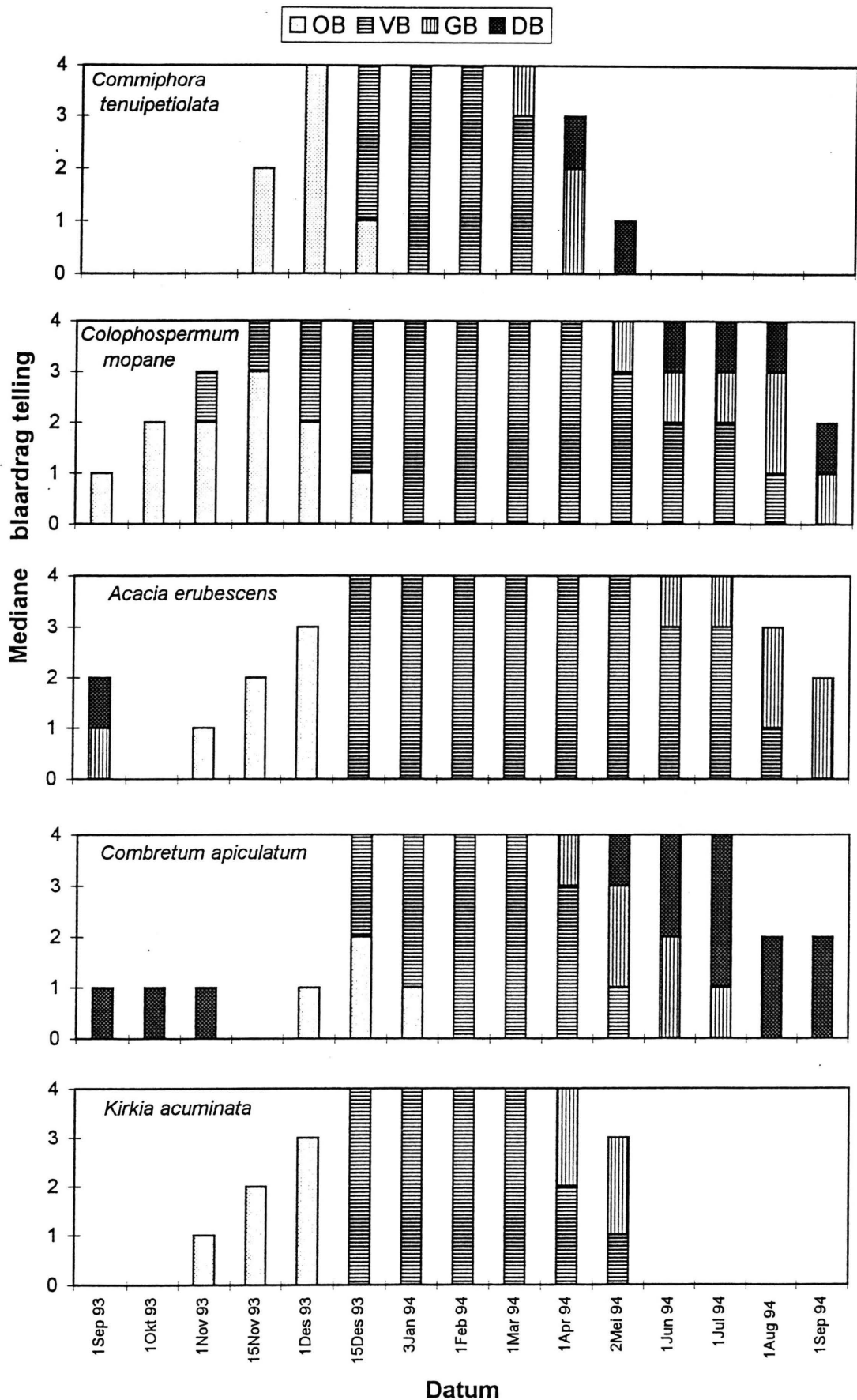
hoë boomdigtheid persele in 'n ouer fenologiese stadium is teen die einde van die winter en begin lente (Smit 1994).

Die blaarfenologie van *Combretum apiculatum* is dieselfde soos vroeër beskryf vir ander gemeenskappe. *Combretum imberbe* het 'n lang blaardrag periode (Figuur 19). Die bome begin bot in middel November en blare begin in Julie te vergeel. Droëblare bly aan die bome tot Oktober en net in die eerste helfte van November is die bome sonder blare. Hierdie lang blaardrag periode behoort van *C. imberbe* 'n waardevolle voerspesie te maak, maar as gevolg van sy groeivorm word die meeste van die blare bokant 2.0 m gedra (Figuur 12), en dit is gevolglik buite bereik van die meeste wildsoorte.

#### 7. *Tricholaena monachne* - *Commiphora tenuipetiolata* lae ruigte

Die totale blaar droë-massa is relatief hoog (2 046 kg ha<sup>-1</sup>) (Figuur 11). Blaar droë-massa onder 1.5 m en 2.0 m hoogtes is hoog, onderskeidelik 467 kg ha<sup>-1</sup> en 793 kg ha<sup>-1</sup>. Die blaar droë-massa onder 5.0 m hoogte is hoër as in enige ander gemeenskap (1 883 kg ha<sup>-1</sup>) (Figuur 11). Dertien spesies dra elkeen meer as een persent by tot die totale blaar droë-massa, met die grootste bydrae die van *C. apiculatum* (523 kg ha<sup>-1</sup>) (Figuur 12). *Commiphora tenuipetiolata* en *Kirkia acuminata* maak ook belangrike bydraes tot die totale blaar droë-massa, onderskeidelik 354 kg ha<sup>-1</sup> en 243 kg ha<sup>-1</sup>. Die gedeelte wat *C. mopane* bydra tot die totale blaar droë-massa (216 kg ha<sup>-1</sup>), is minder prominent as in die ander plantgemeenskappe.

Nuwe-seisoen blare verskyn in November in hierdie gemeenskap en geel blare verskyn in April (Figuur 13). *Colophospermum mopane* het 'n lang blaardrag periode met bome wat in September begin bot, terwyl droëblare ook aan die boom bly tot September (Figuur 20). Die blaarfenologie van *Commiphora tenuipetiolata* is soortgelyk aan dié van die ander twee *Commiphora* spp. soos beskryf in plantgemeenskap 6.1. Die blaardrag periode vir *C. tenuipetiolata* is kort en nuwe blare verskyn middel November. Teen Junie het die *C. tenuipetiolata* bome al hul blare verloor (Figuur 20). *Acacia erubescens* begin in November bot en die blare bly vir lank aan die bome. Net gedurende Oktober is *A. erubescens* sonder blare (Figuur 20). *Combretum apiculatum* het 'n soortgelyke blaarfenologie soos vroeër al bespreek met bome wat laat begin bot en



**Figuur 20:** Mediane blaardragtellings (0 = geen blare, en 1 = 1-5 %, 2 = 6-33 %, 3 = 34-66 % en 4 = 67-100 % onderskeidelik van volle blaardrag) van gemerkte bome in plantgemeenskap 7, op die Messina-proefplaas in die Noordelike Provinsie, met onderverdeling in fenologiese stadiums (OB = onvolwasse blare, VB = volwasse blare, GB = geel, verouderende blare, DB = droë verouderende blare).

droë blare wat lank aan die boom bly (Figuur 20). *K. acuminata* begin in November bot en blare vergeel in April (Figuur 20). Blaarveroudering en blaarval vind vinnig plaas en teen Junie is die bome sonder blare. *K. acuminata* is vir vyf maande (Junie - Oktober) sonder blare (Figuur 20).

#### 8. *Ficus tettensis* - *Aristida meridionalis* hoë geslote boomveld

Die totale blaar droë-massa in hierdie gemeenskap is hoër as in enige ander plantgemeenskap (2 672 kg ha<sup>-1</sup>), maar die meeste hiervan (1 527 kg ha<sup>-1</sup>), word bokant 5.0 m hoogte gedra en is dus buite bereik van blaarvreterwild (Figuur 11). Blaar droë-massa onder 1.5 m en 2.0 m hoogtes is baie laag, onderskeidelik 180 kg ha<sup>-1</sup> en 288 kg ha<sup>-1</sup> (Figuur 11). Twaalf spesies dra elkeen meer as een persent by tot die totale blaar droë-massa, met *C. mopane* wat die grootste deel (1 222 kg ha<sup>-1</sup>) uitmaak (Figuur 12). Net 13 kg ha<sup>-1</sup> van die totale blaar droë-massa van *C. mopane* word onder 2.0 m hoogte aangetref (Figuur 12).

In hierdie gemeenskap is net die blaarfenologie van *C. mopane* bestudeer en gevolglik is die data in Figuur 13 net verteenwoordigend van *C. mopane*. Die blaardragperiode van *C. mopane* is besonder lank en blare is in 'n jonger fenologiese stadium aan die einde van die winter as in enige van die ander plantgemeenskappe (Figuur 13). Geel en droë blare bly aan die bome tot Oktober en die bome begin weer in November te bot (Figuur 13). Die beskikbaarheid van blare en die relatief jong fenologiese stadium van die blare in hierdie gemeenskap vanaf Augustus tot Oktober, lei tot strawwe benutting van hierdie gemeenskap deur blaarvreterwild. Die klein hoeveelheid blaar droë-massa onder 2.0 m hoogte is die gevolg van 'n duidelik sigbare weilyn op die *C. mopane* bome in die gemeenskap.

#### GEVOLGTREKKINGS

Ten spyte van die relatief homogene floristiese samestelling van die plantegroei op die Messina-proefplaas (Dekker & Van Rooyen 1995) is daar steeds verskille in die blaar droë-massa, blaardragpatroon en fenologiese stadiums van die blare van die verskillende plantgemeenskappe. Hall-Martin & Fuller (1975) en Guy *et al.* (1979) het ook gevind dat die blaarfenologie van verskillende, halfdor savanna plantgemeenskappe verskil.

Walker (1980) haal seisoenale blaarproduksie syfers aan vir 'n halfdor *Colophospermum mopane* boom-struik savanna in Zimbabwe, wat wissel tussen 594 kg ha<sup>-1</sup> en 2 121 kg ha<sup>-1</sup> en wat aantoon dat produksie beïnvloed word deur inherente perseelverskille (hoofsaaklik gronddiepte) sowel as bestuurspraktyke.

Die seisoenale blaardragpatroon van al die plantgemeenskappe weerspieël die bladwisselende geaardheid van die bome in die studiegebied. Die beskikbaarheid van blaarmateriaal vir herbivore is uiters beperk gedurende September tot November. Immergroen struik, vetplante, droë kruide en droë, afgevalde blare, is in hierdie tydperk belangrike voedingsbronne vir blaarvreterwildsoorte (Owen-Smith *et al.* 1983). Plantsoorte wat in sekere tye van die jaar onsmaklik is, kan ook weer op ander tye, as gevolg van die verandering in voedsel-beskikbaarheid en/of blaarchemie, aanvaarbaar word (Owen-Smith & Cooper 1988).

Die reënval in die seisoen wat die studieperiode voorafgegaan het, was aansienlik minder (247 mm) as die langtermyn gemiddeld vir die gebied. In die seisoen wat saamgeval het met die studieperiode was die reënval 347 mm en dit was net 10 mm minder as die langtermyn gemiddeld. Ses van die twaalf boomsoorte waarvan die blaarfenologie in die huidige studie bestudeer is, het nogtans begin bot voordat die eerste reën van die nuwe seisoen aangeteken is en die oorblywende bome het baie vinnig begin bot na die eerste reën. Hall-Martin & Fuller (1975) het in die suide van Malawi dieselfde verskynsel waargeneem en afgelei dat savanna bome se bladwisselende eienskap nie as gevolg van ontblaringvermyding is nie, maar dat temperatuur, dagliglengte en vogbeskikbaarheid waarskynlik dié faktore is wat die fenologie van savanna bome bepaal.

Met enkele uitsonderings maak *Colophospermum mopane* die grootste bydrae tot die blaar droë-massa in al die plantgemeenskappe en die grootste relatiewe bydrae van 81 % is in gemeenskappe 1&2. Waar *C. mopane* voorkom is dit feitlik altyd die dominante plantsoort in so 'n boomveld gemeenskap (Werger & Coetzee 1978). Die tipe plantegroei waar *C. mopane* voorkom kan as of 'n boomveld gemeenskap of 'n boomstruik savanna beskryf word (Walker 1980). Die dominante teenwoordigheid van *C. mopane* in 'n boom-struik savanna vorm in die studiegebied, blyk uit die klein persentasie

van die totale blaar droë-massa wat bokant 5.0 m hoogte voorkom. Mopanieveld word beskou as 'n goeie voedingsbron vir blaarvreters (Walker 1980). Die potensieel belangrike rol van *C. mopane* as voerbron in die studiegebied, word beklemtoon deur sy lang blaardragperiode. In sommige plantgemeenskappe op die Messina-proefplaas begin *C. mopane* reeds so vroeg as September te bot en geel blare verskyn dikwels eers in Junie. Guy *et al.* (1979) het in die noord-ooste van Zimbabwe gevind dat mopaniebome in November begin bot en dat droë blare in April verskyn en aan die bome bly tot September.

Die relatiewe plantgemeenskapsvoorkeure van groot herbivore is gewoonlik 'n liniêre funksie van die relatiewe beskikbaarheid en/of voedingstatus van voorkeur plantsoorte in plantgemeenskappe (Senft *et al.* 1987). Daar was duidelike verskille in die waarnemingsfrekwensies, sowel as die digthede waarteen bontkwaggas, blouwildebeeste, elande, gemsbokke, kameelperde, koedoes, rooibokke en vlakvarke in die plantgemeenskappe op die Messina-proefplaas voorgekom het (Dekker *et al.* 1996). Die talrykste wildsoorte in die studiegebied, naamlik koedoes (blaarvreters) en rooibokke (gemengde weiers) se gemiddelde digtheid oor 13 maande was hoër in die *Ficus tettensis* - *Aristida meridionalis* hoë, geslote boomveld as in enige van die ander plantgemeenskappe (Dekker *et al.* 1996). Dit verklaar die opvallende klein hoeveelheid blaar droë-massa onder 2.0 m hoogte en weilyn wat in hierdie gemeenskap waargeneem is. Die relatief jonger fenologiese status van *C. mopane* blare in die *Ficus tettensis* - *Aristida meridionalis* gemeenskap, het waarskynlik bygedra tot die voorkeur van veral koedoes en rooibokke vir hierdie gemeenskap.

Die plantgemeenskapsvoorkeure van koedoes en kameelperde, twee eksklusiewe blaarvreter-wildsoorte, het nie ooreengestem op die Messina-proefplaas nie (Dekker *et al.* 1996). Die gemiddelde koedoedigheid oor 13 maande was die hoogste in die *Ficus tettensis* - *Aristida meridionalis* gemeenskap. Die gemiddelde digtheid van kameelperde oor 13 maande op die Messina-proefplaas was die hoogste in die *Mariscus rehmannianus* - *Colophospermum mopane* lae, geslote boomveld en tweede hoogste in die *Ficus tettensis* - *Aristida meridionalis* gemeenskap. Die hoë voorkoms van kameelperde in die *Mariscus rehmannianus* - *Colophospermum mopane* gemeenskap,

kon nie aan hand van die resultate van die blaar droë-massa beramings en die blaarfenologie studie verklaar word nie. Kameelperde het wel soos koedoes, die *Ficus tettensis* - *Aristida meridionalis* gemeenskap in die warm droë seisoen verkies (Dekker *et al.* 1996). Dit blyk dus dat ook ander omgewingseienskappe en nie net blaar droë-massa en blaarfenologie, die plantgemeenskapsvoorkeure van blaarvreterwildsoorte op die Messina-proefplaas beïnvloed.



## HOOFSTUK 6

### WILDDIGTHEID EN WILDVERSPREIDING

#### INLEIDING

'n Grondliggende reël van wildverspreiding is dat bepaalde wildsoorte meer volop is in sekere habitats as in andere (Morris 1987). Die gebieds - en seisoenale verspreiding van wildsoorte is ook belangrike meganismes vir die vermindering van tussenspesie kompetisie (Lamprey 1963; Singer 1979). Om hierdie aspekte van ekologiese skeiding in die huidige studie te ondersoek, is die wilddigtheid, wildverspreiding en verspreidingsdinamika in verskillende seisoene, in die onderskeie plantgemeenskappe op die Messina-proefplaas bepaal.

#### METODES

'n Opname van die wildgetalle en voorkoms in die verskillende plantgemeenskappe is oor 'n aaneenlopende 13-maande periode (September 1993 tot September 1994) gedoen. Padstrooktellings is met 'n voertuig, twee dae per week, met twee waarnemingsessies per dag, gedoen. Vier verskillende beginpunte [A, B, C en D, Figuur 1 (Hoofstuk 2)], is afwisselend tydens elke waarnemingsessie gebruik sodat die hele studiegebied weekliks verteenwoordigend deursoek is. Geen gebied is twee keer tydens dieselfde waarnemingsessie (week) deursoek nie en die roetes is so beplan dat plantgemeenskappe proporsioneel tot hul voorkoms deursoek is. Waarnemings het bedags, in die oggend die eerste 4-5 ure na sonop en in die middag, die laaste drie ure voor sononder, plaasgevind. Die data wat so ingesamel is, is in drie groepe verdeel: 'n warm droë seisoen wat die maande Augustus, September, Oktober en November ingesluit het, die nat seisoen wat Desember, Januarie, Februarie en Maart ingesluit het en 'n koel droë seisoen wat April, Mei, Junie en Julie ingesluit het.

Wild wat waargeneem is, is getel en 'n Ensign Globale Posisionering Stelsel-ontvanger (GPS)\* is gebruik om die koördinate te verkry en die lokaliteite is op 'n 1:50 000 topokadastrale kaart aangeteken.

---

\* Trimble Navigation, 645 North Mary Avenue, Sunnyvale, California, 94086, USA

Waar wild waargeneem is, is die afstand tussen die pad en die middelpunt van die trop bepaal deur dit af te tree en te verwerk na meters. Volgens Burnham & Anderson (1984) is die loodregte sigafstand noodsaaklik vir die berekening van bevolkingsdigthede wanneer strooktellings gedoen word. Waar die sigoek afgeewyk het van  $90^\circ$  is die reghoekige afstand bereken as:  $x = r \sin \varnothing$ , waar  $x = 90^\circ$  afstand,  $r =$  sigafstand en  $\varnothing =$  sigoek.

Wildgetalle in elke plantgemeenskap is bereken as  $N/n = H/h$ , oftewel  $N = nH/h$  (Bothma 1988), waar  $N =$  getal wild oor hele plantgemeenskap;  $n =$  getal wild in padstrook;  $H =$  oppervlakte van die plantgemeenskap en  $h =$  oppervlakte van die padstrook [ $2 \times 90^\circ$  sigafstand  $\times$  afstand gery (km)].

Volgens Young (1982) lewer padstrooktellings onakkurate beramings van die digthede van wildbevolkings. Hoewel padstrooktellings oor die algemeen lei tot die onderskatting van 'n wildbevolking, word dit nogtans as voldoende beskou om 'n skatting van die minimum bevolking van die verskillende bosveldwildsoorte te maak (Bothma 1988). Volgens Anderson *et al.* (1979) is dit noodsaaklik dat akkurate metings verkry word van afstande en sigoeke tydens strooktellings. Bothma (1988) stel ook voor dat 'n eie sigbaarheidstrook vir elke wildsoort en habitattipe gebruik word. Vir die vergelyking van die wildverspreiding in die plantgemeenskappe op die Messina-proefplaas, was akkurate tellings nie noodsaaklik nie, maar was dit eerder belangrik om presiese, herhaalbare tellings te verkry. Vir hierdie doel is padstrooktellings as voldoende beskou.

Die padstrooktellings het 'n aanvang geneem in September 1993. Die wildgetalle wat bereken is vir die warm droë seisoen is ook vergelyk met 'n helikoptertelling wat in dieselfde tydperk (September 1993) gedoen is. Die helikoptertelling is op 'n konstante hoogte (50 m) en spoed ( $120 \text{ kmh}^{-1}$ ) gedoen. 'n Bell 206B Jet Ranger III, met gemonteerde strookmerkers om strookwydtes van 330 m te tel, is gebruik en die hele gebied is gedek in 'n poging om al die wild te tel. Helikoptertellings word as die relatief akkuraatste wildtelmetode gereken (Bothma *et al.* 1990; Peel & Bothma 1995).

Die totale afstand afgelê tydens elke padstrooktelling is aangeteken en die roete is op die kaart van die studiegebied (Figuur 1, Hoofstuk 2) aangestip. Hiervolgens is die afstand wat in elke plantgemeenskap afgelê is, bepaal en eerstens is die voorkoms van 'n wildsoort in 'n plantgemeenskap uitgedruk as die aantal individue van 'n soort per kilometer gery per plantgemeenskap per seisoen (Wentzel 1990; Prins *et al.* 1994). Tweedens is die voorkoms van 'n wildsoort, relatief tot die ander wildsoorte in die verskillende plantgemeenskappe soos volg bereken (kyk ook Wentzel 1990):

$$\frac{\text{Aantal van 'n soort per km gery in 'n plantgemeenskap}}{\sum \text{Aantal van 'n soort per km gery in alle plantgemeenskappe}} \times 100$$

## RESULTATE EN BESPREKING

### **Wildgetalle**

In totaal is daar in die 13-maande periode 3 259 km afgelê tydens die padstrooktellings. Die wildgetalle per seisoen, volgens die padstrooktellings in die verskillende plantgemeenskappe, word in Tabel 4 aangetoon. Die loodregte sigafstand per plantgemeenskap en per diersoort, asook die afstand afgelê per plantgemeenskap per seisoen word in Bylae 1 gegee. In Tabel 5 word die wildgetalle, soos bereken volgens die padstrooktellings in die warm droë seisoen en volgens die helikoptertelling aangedui. Met enkele uitsonderings na, vergelyk die akkuraatheid van die padstrooktellings goed met dié van die helikoptertelling. Vir wild wat teen lae getalle voorgekom het, het die padstrooktelling 'n oorskatting van die bevolkingsgroottes gelewer (Tabel 5). Met wild wat volop was (vlakvarke, rooibokke en koedoes), is 'n onderskatting van die getalle tydens die padstrooktelling verkry. Die onderskatting kan moontlik toegeskryf word aan die feit dat die wild sku is vir voertuie, aangesien die jagseisoen die droë warm periode voorafgaan. Die lae koedoegetalle volgens die padstrooktelling (54 % van die helikoptertelling) kan verder toegeskryf word aan die moeilike toeganklikheid per voertuig van die terrein wat deur koedoes verkies word.

**Tabel 4:** Wildgetalle in die verskillende plantgemeenskappe op die Messina-proefplaas in die Noordelike Provinsie, volgens padstrooktellings in die warm droë seisoen, nat seisoen en koel droë seisoen, in die tydperk September 1993 tot September 1994. Plantgemeenskapnummers is volgens die fitososiologiese tabel (Tabel 1, Hoofstuk 3).

WILDSOORT	SEISOEN	PLANTGEMEENSAP								TOTAAL
		1&2	4	5	6.1	6.2	6.3	7	8	
Blouwiidebees	Droog warm	1	13	16	0	3	0	4	0	37
	Nat	0	5	0	0	2	0	0	0	7
	Droog koel	0	12	0	0	6	0	0	0	18
Bontkwagga	Droog warm	1	0	9	0	5	0	1	0	16
	Nat	1	1	7	0	3	0	0	0	12
	Droog koel	0	0	3	0	2	0	0	0	5
Eland	Droog warm	1	1	4	0	0	0	0	0	6
	Nat	0	1	4	0	0	0	0	0	5
	Droog koel	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Gemsbok	Droog warm	3	1	3	0	0	0	0	0	7
	Nat	7	2	1	0	5	0	0	0	15
	Droog koel	1	1	0	0	0	0	0	0	2
Kameelperd	Droog warm	0	1	1	0	2	0	0	2	6
	Nat	0	0	0	0	1	0	0	0	1
	Droog koel	0	12	0	0	2	0	0	0	14
Koedoe	Droog warm	10	7	11	4	42	4	13	6	97
	Nat	8	6	18	6	25	0	1	2	66
	Droog koel	7	3	14	5	33	3	6	2	73
Rooibok	Droog warm	48	63	40	6	105	4	1	6	273
	Nat	51	58	91	13	100	7	16	21	357
	Droog koel	17	41	60	4	100	1	11	0	234
Vlakvark	Droog warm	9	1	4	3	8	2	5	0	32
	Nat	1	5	16	2	17	1	0	0	42
	Droog koel	3	16	9	0	19	0	2	0	49

**Tabel 5:** Wildgetalle op die Messina-proefplaas in die Noordelike Provinsie, volgens padstrooktellings in die warm droë seisoen (Augustus 1993 - November 1993), en 'n helikoptertelling in September 1993, asook die relatiewe akkuraatheid van die padstrooktellings ten opsigte van die helikoptertelling.

WILDSOORT	PADSTROOKTELLING (1)	HELIKOPTERTELLING (2)	RELATIEWE AKKURAAHEID (1 as 'n % van 2)
Blouwildebees	37	41	90
Bontkwagga	16	14	114
Eland	6	4	150
Gemsbok	7	7	100
Kameelperd	6	4	150
Koedoe	97	180	54
Rooibok	273	322	85
Vlakovark	32	38	84

### **Wildverspreiding in die plantgemeenskappe**

Die aantal diere waargeneem per kilometer gery in elke plantgemeenskap per seisoen, word in Tabel 6 aangedui. Koedoes, rooibokke en vlakvarke was oor al die plantgemeenskappe verspreid, alhoewel hulle digthede verskil het tussen plantgemeenskappe. Volgens Tabel 6 word sekere plantgemeenskappe (byvoorbeeld plantgemeenskap 8) meestal vermy. Die grootte van 'n bepaalde wildbevolking en die relatiewe oppervlakte van die onderskeie plantgemeenskappe moet ook in gedagte gehou word, want hoe kleiner dit is, hoe laer is die monsternemingsdoeltreffendheid wat met die padstrooktellings verkry is (Hirst 1975).

### Blouwildebees

Blouwildebeeste het gekonsentreer in die *Mariscus rehmannianus* - *Colophospermum mopane* lae, geslote boomveld (plantgemeenskap 4) en het deur al die seisoene teen die hoogste digtheid in hierdie plantgemeenskap voorgekom (Tabel 6). In die warm droë seisoen het blouwildebeeste verspreid oor vyf plantgemeenskappe voorgekom, terwyl slegs twee plantgemeenskappe in die nat en in die koel droë seisoen benut is (Tabel 6). In die warm droë seisoen is voedselbeskikbaarheid op die Messina-proefplaas beperk en die groter verskeidenheid plantgemeenskappe wat deur blouwildebeeste in die droë warm seisoen benut word, is moontlik 'n aanpassing om hierdie probleem te oorbrug. Waar die beweging van blouwildebeeste nie deur heinings beperk word nie, vind grootskaalse seisoenale migrasies van blouwildebeeste plaas (Skinner & Smithers 1990). Die seisoenale massabeweging van honderde-duisende blouwildebeeste in oos-Afrika agter beter weiveld aan, is welbekend (Pennycuik 1975). In Botswana is soortgelyke seisoenale massabewegings van blouwildebeeste gedokumenteer. Die noordoos-suidwes blouwildebees migrasies in Botswana, vind nie in goeie reënvaljare plaas nie en daarom word waterbeskikbaarheid as die belangrikste dryfveer vir hierdie migrasies beskou (Williamson *et al.* 1988).

### Bontkwagga

Bontkwaggas het min seisoenale beweging tussen die plantgemeenskappe getoon en het deur al drie seisoene teen die hoogste digtheid in die *Kirkia acuminata* - *Enneapogon cenchroides* kort, geslote boomveld (plantgemeenskap 5) voorgekom (Tabel 6).

**Tabel 6:** Die voorkoms (getal per km) van die verskillende wildsoorte in die onderskeie plantgemeenskappe op die Messina-proefplaas in die Noordelike Provinsie, gedurende die warm droë seisoen, nat seisoen en koel droë seisoen, in die tydperk September 1993 tot September 1994. Plantgemeenskapnummers is volgens die fitososiologiese tabel (Tabel 1, Hoofstuk 3).

WILDSOORT	SEISOEN	PLANTGEMEENSAP							
		1&2	4	5	6.1	6.2	6.3	7	8
Blouwildebees	Droog warm	0.03	0.38	0.15	0.00	0.04	0.00	0.27	0.00
	Nat	0.00	0.09	0.00	0.00	0.02	0.00	0.00	0.00
	Droog koel	0.00	0.37	0.00	0.00	0.06	0.00	0.00	0.00
	Gemiddeld	0.01	0.28	0.05	0.00	0.04	0.00	0.09	0.00
Bontkwagga	Droog warm	0.02	0.00	0.12	0.00	0.02	0.00	0.07	0.00
	Nat	0.02	0.04	0.07	0.00	0.02	0.00	0.00	0.00
	Droog koel	0.00	0.00	0.06	0.00	0.02	0.00	0.00	0.00
	Gemiddeld	0.01	0.01	0.08	0.00	0.02	0.00	0.02	0.00
Eland	Droog warm	0.05	0.03	0.07	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
	Nat	0.00	0.06	0.08	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
	Droog koel	0.00	0.01	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
	Gemiddeld	0.02	0.03	0.05	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
Gemsbok	Droog warm	0.08	0.08	0.05	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
	Nat	0.17	0.06	0.01	0.00	0.04	0.00	0.00	0.00
	Droog koel	0.02	0.05	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
	Gemiddeld	0.09	0.07	0.02	0.00	0.01	0.00	0.00	0.00
Kameelperd	Droog warm	0.00	0.03	0.01	0.00	0.01	0.00	0.00	0.33
	Nat	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
	Droog koel	0.00	0.33	0.00	0.00	0.01	0.00	0.00	0.00
	Gemiddeld	0.00	0.12	0.00	0.00	0.01	0.00	0.00	0.11
Koedoe	Droog warm	0.26	0.22	0.13	0.17	0.35	0.18	0.18	0.67
	Nat	0.18	0.20	0.24	0.14	0.18	0.00	0.06	0.21
	Droog koel	0.17	0.10	0.25	0.13	0.26	0.17	0.30	0.25
	Gemiddeld	0.21	0.17	0.21	0.15	0.26	0.12	0.18	0.38
Rooibok	Droog warm	0.90	2.59	0.75	0.22	0.77	0.26	0.07	0.92
	Nat	1.35	1.64	1.21	0.40	0.69	0.39	0.64	1.74
	Droog koel	0.44	1.02	0.88	0.08	0.65	0.03	0.53	0.00
	Gemiddeld	0.90	1.75	0.95	0.23	0.70	0.23	0.41	0.88
Vlakvark	Droog warm	0.22	0.02	0.03	0.07	0.06	0.06	0.18	0.00
	Nat	0.02	0.10	0.16	0.04	0.08	0.03	0.00	0.00
	Droog koel	0.08	0.27	0.13	0.00	0.11	0.00	0.09	0.00
	Gemiddeld	0.11	0.13	0.11	0.03	0.08	0.03	0.09	0.00

Wentzel (1990) het wel seisoensgekoppelde bewegings by bontkwaggas in die Nasionale Krugerwildtuin waargeneem.

### Eland

Die voorkoms van elande was hoofsaaklik beperk tot plantgemeenskappe 4 en 5, met die hoogste digtheid in die *Kirkia acuminata* - *Enneapogon cenchroides* kort, geslote boomveld (plantgemeenskap 5) (Tabel 6). Soos blouwildebeeste, het elande ook 'n groter verskeidenheid plantgemeenskappe in die warm droë seisoen benut (Tabel 6). Eland migrasies in Botswana word toegeskryf aan die seisoenale beskikbaarheid van voedsel (Skinner & Smithers 1990).

### Gemsbok

Gemsbokdigtheid was die hoogste in die gekomineerde *Hyphaene coriacea* - *Eragrostis rotifer* en *Monechma divaricatum* - *Colophospermum mopane* gemeenskappe (plantgemeenskappe 1&2) terwyl die *Mariscus rehmannianus* - *Colophospermum mopane* gemeenskap (plantgemeenskap 4) ook geredelik benut is (Tabel 6). Die gemsbokdigtheid in plantgemeenskap 4 was min of meer konstant deur al die seisoene, maar het in plantgemeenskappe 1&2 gewissel met die hoogste digtheid in hierdie gemeenskappe in die nat seisoen.

### Kameelperd

Kameelperde het in die warm droë seisoen die hoogste digtheid in die *Ficus tettensis* - *Aristida meridionalis* gemeenskap (plantgemeenskap 8) gehad. Dit kan toegeskryf word aan die goeie voedingsbron wat hierdie gemeenskap bied vir blaarvreterwild (Hoofstuk 5). In die koel droë seisoen was die digtheid van kameelperde die hoogste in die *Mariscus rehmannianus* - *Colophospermum mopane* gemeenskap (plantgemeenskap 4). Wentzel (1990) het in die Nasionale Krugerwildtuin ook seisoenale verskille in die plantgemeenskapsvoorkeure van kameelperde waargeneem. Volgens Hirst (1964) soos aangehaal deur Hall-Martin (1974) is die kameelperdbevolking in die Timbavati Privaat Natuurreservaat oor 'n groter gebied verspreid in die reënseisoen as in die droë seisoen. In die Timbavati Privaat Natuurreservaat het Hall-Martin (1974) ook gevind dat die seisoenale plantgemeenskapsvoorkeure van kameelperde betekenisvol verskil en dat



kameelperde in die warm droë seisoen plantsoorte benut, wat onder meer gunstige omstandighede nie benut word nie.

### Koedoe

Die gemiddelde koedoedigheid was die hoogste in die *Ficus tettensis* - *Aristida meridionalis* gemeenskap (plantgemeenskap 8) (Tabel 6). Dit kan soos vir kameelperde verklaar word aan hand van die beskikbaarheid van voedsel vir blaarvreter, in die warm droë seisoen in plantgemeenskap 8. Die belangrikheid van hierdie voedingsbron in plantgemeenskap 8, word beklemtoon deur die hoë koedoe-digtheid in die warm droë seisoen, wanneer die beskikbaarheid van voedsel vir blaarvreterwild 'n laagtepunt bereik. Die afname in koedoedigheid in die *Tricholaena monachne* - *Commihora tenuipetiolata* gemeenskap (plantgemeenskap 7) in die nat seisoen en daaropvolgende toename weer in die koel droë seisoen (Tabel 6) was opvallende en kan moontlik toegeskryf word aan die aktiwiteit van jagters wat saamval met die koel droë seisoen. Plantgemeenskap 7 bestaan uit bergagtige terrein, dikwels met steil hellings en ruie plantegroei (Hoofstuk 3), wat gevolglik goeie skuiling teen jagters bied. Dieselfde tendens is waargeneem vir die *Geigeria acaulis* variant (variant 6.2) en dieselfde verklaring kan daarvoor gebied word.

### Rooibok

Rooibokke was teenwoordig in al die plantgemeenskappe, met die hoogste digtheid in die *Mariscus rehmannianus* - *Colophospermum mopane* gemeenskap (plantgemeenskap 4) (Tabel 6). Rooibokke het in al die seisoene teen die hoogste digtheid in plantgemeenskap 4 voorgekom (Tabel 6). Wentzel (1990) het in die Nasionale Krugerwildtuin ook gevind dat rooibokke konsekwent deur verskillende seisoene, die hoogste digtheid in 'n verkose plantgemeenskap gehad het. Volgens Jarman & Sinclair (1979) toon rooibokke in die Serengeti gebied van Tanzanië wel verskillende habitatvoorkeure in die droë en in die nat seisoen.

### Vlakvark

Die gemiddelde vlakvarkdigtheid oor al die seisoene was die hoogste in die *Mariscus rehmannianus* - *Colophospermum mopane* gemeenskap (plantgemeenskap 4), terwyl vlakvarke veral in die warm droë seisoen volop was in die *Hyphaene coriacea* -

*Eragrostis rotifer* en *Monechma divaricatum* - *Colophospermum mopane* gemeenskappe (plantgemeenskappe 1&2) en in die nat seisoen in die *Kirkia acuminata* - *Enneapogon cenchroides* kort, geslote boomveld (plantgemeenskap 5) (Tabel 6). Wentzel (1990) skryf seisoenale plantgemeenskapsvoorkeure van vlakvarke in die Nasionale Krugerwildtuin toe aan die seisoenale beskikbaarheid van water. Vlakvarke vermy digte bos- en woudplantegroei (Skinner & Smithers 1990) en dit verklaar die afwesigheid van vlakvarke in die *Ficus tettensis* - *Aristida meridionalis* gemeenskap (plantgemeenskap 8) (Tabel 6)

### **Relatiewe voorkoms van wild in die onderskeie plantgemeenskappe**

1&2. *Hyphaene coriacea* - *Eragrostis rotifer* kort, yl boomveld en *Monechma divaricatum* - *Colophospermum mopane* lae woud:

Gemsbokke asook vlakvarke en elande het in die warm droë seisoen die hoogste relatiewe voorkoms in hierdie gemeenskap gehad (Tabel 7). In die nat seisoen en koel droë seisoen was gemsbokke ook die diersoort wat die grootste relatiewe voorkoms in hierdie plantgemeenskap getoon het (Tabel 7). Gemsbokke word hoofsaaklik in oop dorre gebiede aangetref, maar beweeg ook in doringboom- en mopanieveld in op soek na voedsel in oop kolle in hierdie gebiede (Skinner & Smithers 1990). In die Nasionale Kalahari Gemsbokwildtuin verkies gemsbokke die sandduine gebiede met 'n yl plantbedekking waar plante soos *Hermania* sp. en *Monechma* sp. voorkom (Skinner & Smithers 1990). Een van die kenmerkende eienskappe van plantgemeenskappe 1&2 op die Messina-proefplaas is die assosiasie van hierdie gemeenskappe met die sandslote wat die studiegebied deurkruis (Hoofstuk 3). *Monechma divaricatum* is ook 'n diagnostiese nie-grasagtige kruid van die *Monechma divaricatum* - *Colophospermum mopane* lae woud gemeenskap op die Messina-proefplaas (Hoofstuk 3).

4. *Mariscus rehmannianus* - *Colophospermum mopane* lae, geslote boomveld:

In die warm droë seisoen het blouwildebeeste die grootste relatiewe voorkoms in hierdie gemeenskap gehad, terwyl gemsbokke en rooibokke ook goed verteenwoordig was (Tabel 7). In vergelyking met die ander wildsoorte het blouwildebeeste ook gedurende die nat seisoen die grootste voorkeur vir hierdie plantgemeenskap getoon (Tabel 7). In die koel droë seisoen het elande die grootste relatiewe voorkeur vir hierdie gemeenskap

**Tabel 7:** Die relatiewe frekwensie (%) van die verskillende wildsoorte in die onderskeie plantgemeenskappe op die Messina-proefplaas in die Noordelike Provinsie, gedurende die warm droë seisoen (W), nat seisoen (N) en koel droë seisoen (K), in die tydperk September 1993 tot September 1994, gegrond op padstrooktellings in elke plantgemeenskap. Plantgemeenskapnommers is in ooreenstemming met die fitososiologiese tabel (Tabel 1, Hoofstuk 3).

WILDSOORT	PLANTGEMEENSKAP																							
	1&2			4			5			6.1			6.2			6.3			7			8		
	W	N	K	W	N	K	W	N	K	W	N	K	W	N	K	W	N	K	W	N	K	W	N	K
Bontkwagga	8	13	0	0	26	0	52	48	75	0	0	0	11	12	25	0	0	0	29	0	0	0	0	0
Blouwildebees	3	0	0	44	85	87	17	0	0	0	0	0	5	15	13	0	0	0	31	0	0	0	0	0
Eland	33	0	0	19	41	100	48	59	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Gemsbok	37	60	30	40	22	71	22	3	0	0	0	0	1	15	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Kameelperd	0	0	0	7	0	97	3	0	0	0	0	0	3	100	3	0	0	0	0	0	0	87	0	0
Koedoe	12	15	11	10	17	6	6	20	15	8	12	8	16	15	16	8	0	10	8	5	18	31	17	15
Rooibok	14	17	12	40	20	28	12	15	24	3	5	2	12	9	18	4	5	1	1	8	15	14	22	0
Vlakvark	34	5	12	4	22	40	5	38	19	10	8	0	9	19	16	9	8	0	28	0	13	0	0	0

gehad, terwyl kameelperde ook 'n relatief groot voorkeur vir hierdie gemeenskap getoon het (Tabel 7). Hierdie plantgemeenskap word gekenmerk deur gelykliggende terrein en water is in die nat seisoen vryelik beskikbaar by waterpanne in die veld. Skinner & Smithers (1990) beskryf die habitat van blouwildbeeste as savanna boomveld, met water en skadu as belangrike habitatkomponente.

##### 5. *Kirkia acuminata* - *Enneapogon cenchroides* kort, geslote boomveld

Relatief tot die ander wildsoorte, het bontkwaggas in die warm droë seisoen die grootste voorkeur vir hierdie gemeenskap gehad (Tabel 7). In die nat seisoen was elande die relatief talrykste, terwyl bontkwaggas weer in die koel droë seisoen die volopste was in hierdie gemeenskap (Tabel 7). Bontkwaggas en blouwildebeeste word dikwels met soortgelyke habitatseleksiepatrone geassosieer (Hirst 1975). In die huidige studie het bontkwaggas en blouwildebeeste egter nie dieselfde plantgemeenskappe verkies nie (Tabelle 6 & 7). Hoewel blouwildebeeste en bontkwaggas beide as waterafhanlike wildsoorte beskryf word (Bothma & van Rooyen 1988), is waterbeskikbaarheid die enigste verklaring wat gebied kan word vir die verskillende plantgemeenskapsvoorkeure van bontkwaggas en blouwildebeeste op die Messina-proefplaas. In plantgemeenskap 5, wat deur die bontkwaggas verkies word, is afstande vanaf watergate oor die algemeen kleiner as in plantgemeenskap 4 wat deur die blouwildebeeste verkies word (Tabel 7). Slegs in die nat seisoen wanneer reënwater in die veld beskikbaar is, het bontkwaggas ook plantgemeenskap 4 benut (Tabel 7). Bontkwaggas drink daagliks en sal selfs ideale weigebiede vermy indien drinkwater nie daar beskikbaar is nie (Skinner & Smithers 1990).

##### 6. *Blepharis diversispina* - *Combretum apiculatum* lae, geslote boomveld

###### 6.1 *Tinnea rhodesiana* variant

In die warm droë seisoen het vlakvarke die grootste relatiewe voorkoms in hierdie gemeenskap gehad (Tabel 7). In die nat seisoen sowel as in die droë koel seisoen, was koedoes egter die talrykste wildsoort in hierdie gemeenskap (Tabel 7). Klipperige ranteveld en steil hellings is kenmerkend van die *Tinnea rhodesiana* variant (Hoofstuk 3). Volgens Skinner & Smithers (1990) word koedoes dikwels geassosieer met 'n bergagtige, klipperige gebied. Die *Tinnea rhodesiana* variant het ook 'n groter

verskeidenheid houtagtige plantsoorte as enige van die ander plantgemeenskappe op die Messina-proefplaas (Hoofstuk 5) en bied gevolglik 'n wye voedselkeuse vir 'n spesialis blaarvreter soos die koedoe.

### 6.2 *Geigeria acaulis* variant

Die wildsoorte wat die grootste relatiewe voorkeur vir hierdie variant getoon het, het verskil vir elke seisoen (Tabel 7). Koedoes was in die warm droë seisoen die relatief talrykste wildsoort in hierdie variant (Tabel 7). In die warm droë seisoen is die meeste houtagtige plantsoorte op die Messina-proefplaas sonder blare (Hoofstuk 5) en droë kruide is in hierdie periode 'n belangrike voedselbron vir koedoes (Owen-Smith *et al.* 1983). Nie-grasagtige kruide maak die grootste bydrae tot die droë-massa van die kruidlaag in die *Geigeria acaulis* variant (Hoofstuk 4) en dit verklaar moontlik die relatiewe voorkeur van koedoes vir hierdie variant in die warm droë seisoen. In die nat seisoen het kameelperde die grootste relatiewe voorkeur vir hierdie gemeenskap getoon (Tabel 7). Bontkwaggas het in die koel droë seisoen die grootste relatiewe voorkeur vir hierdie gemeenskap gehad (Tabel 7).

### 6.3 *Abutilon austro-africanum* variant

Vlakvarke het in die warm droë seisoen sowel as in die nat seisoen, die hoogste relatiewe voorkoms in hierdie gemeenskap gehad (Tabel 7). In die koel droë seisoen was koedoes die relatief algemeenste wildsoort in hierdie variant (Tabel 7). Die enigste moontlike verklaring van die relatiewe voorkeur van vlakvarke vir hierdie variant is die hoë voorkoms van erdvarkgate in die gebied. Hierdie gate is baie belangrik vir vlakvarke en bied vir hulle beskerming teen roofdiere en ongure klimaatstoestande (Skinner & Smithers 1990).

### 7. *Tricholaena monachne* - *Commiphora tenuipetiolata* lae ruigte

In die warm droë seisoen het blouwildebeeste die hoogste relatiewe voorkoms in hierdie gemeenskap gehad. In die nat seisoen het rooibokke relatief tot die ander wildsoorte die grootste voorkeur vir hierdie gemeenskap gehad, terwyl koedoes in die koel droë seisoen die talrykste was. Die relatiewe voorkeur van blouwildebeeste vir hierdie gemeenskap in die warm droë seisoen is eintlik eenaardig, aangesien hierdie gemeenskap met sy relatief

steil hellings, klipprante (Hoofstuk 3) en hoë boomdigtheid (Hoofstuk 5) nie as tipiese blouwildebees habitat beskou kan word nie. Die warm droë seisoen is egter ook die periode waartydens voedselbeskikbaarheid vir groot herbivore op die Messina-proefplaas beperk is. Blouwildebeeste is spesialis grasvreter (Hofmann & Stewart 1972) en die hoë persentasie afnemer-tipe grassoorte, asook die relatief klein bydrae van nie-grasagtige kruide tot die droë-massa in die kruidlaag van hierdie gemeenskap (Hoofstuk 4) verklaar moontlik die voorkoms van blouwildebeeste in hierdie gemeenskap in die warm droë seisoen. Volgens Hirst (1975) verkies blouwildebeeste 'n oop savanna, maar maak hulle ook dikwels van ander habitats gebruik.

#### 8. *Ficus tettensis* - *Aristida meridionalis* hoë, geslote boomveld

Kameelperde was in die warm droë seisoen die relatief talrykste wildsoort in hierdie gemeenskap. In die nat seisoen het rooibokke die hoogste relatiewe voorkoms in hierdie gemeenskap gehad. In die koel droë seisoen het koedoes, relatief tot die ander wildsoorte, die grootste voorkeur vir hierdie gemeenskap getoon. Die hoë voorkoms van koedoes, kameelperde en rooibokke dui op die belangrikheid van hierdie gemeenskap vir wildsoorte wat die blare van houtagtige plante benut. Die houtagtige plante in hierdie gemeenskap het die hoogste blaar droë-massa en ook die langste blaardragperiode van al die plantgemeenskappe op die Messina-proefplaas gehad (Hoofstuk 5). Volgens Weaver (1995) bestaan daar 'n goeie korrelasie tussen die voorkoms van kameelperde in die Klaserie Privaat Natuurresewaat en habitats waar houtagtige plante 'n vroeë fenologie het.

#### GEVOLGTREKKINGS

Die wildsoorte in die huidige studie toon verskillende voorkeure vir die onderskeie plantgemeenskappe op die Messina-proefplaas. Hierdie voorkeure kan gekoppel word aan bepaalde kenmerke van die onderskeie plantgemeenskappe. Plantgemeenskap-eienskappe wat verband hou met voerbeskikbaarheid soos die droë-massa en plant-samestelling van die kruidlaag, blaarfenologie en blaar droë-massa, blyk veral belangrike faktore te wees wat die verspreiding van die wildsoorte bepaal. Seisoenale variasie in plantgemeenskapseleksie is in die huidige studie waargeneem by vlakvarke, koedoes, gemsbokke en kameelperde. Die natuurlike, seisoenale beweging van groot herbivore

van een gebied na 'n ander, vind dikwels op so 'n wyse plaas dat dit tot voordeel van beide die plantegoei en die herbivore is (Coughenour 1991). Migrerende wildbevolkings volg dikwels reënvalverspreidingspatrone en benut sodoende die hoë proteïen inhoud van die nuwe, kort groen gras (McNaughton & Georgiadis 1986).

Ekologiese skeiding is die meganisme waardeur kompetisie tussen wildsoorte beperk word (Leuthold 1978). Volgens Lamprey (1963) is die seisoenale bewegings van wildsoorte van een gebied na 'n ander, een van die faktore wat bydra tot die ekologiese skeiding van groot herbivore in die Tarangire wildtuin in Tanzanië. Die bydrae van seisoenale verskille in habitatbenutting tot die ekologiese skeiding van groot herbivore is nie beperk tot Afrika herbivore nie, maar is ook waargeneem by herbivore in die noorde van Indië (Green 1987). Die huidige studie het aangetoon dat plantgemeenskapsvoorkeure, asook seisoenale variasies in hierdie voorkeure bydra tot die ekologiese skeiding van wildsoorte op die Messina-proefplaas. Ekologiese skeiding van die wildsoorte op die Messina-proefplaas sal verder in Hoofstuk 8 bespreek word.

## HOOFSTUK 7

### HABITATSELEKSIE

#### INLEIDING

Habitat verwys na die gebied waar 'n organisme voorkom en kan gedefinieer word as die gebied wat die biotiese en abiotiese komponente bevat wat 'n organisme benodig vir die onderhoud van lewensbehoefte en wat die oorlewing van 'n bevolking van daardie organisme moontlik maak (Fabricius 1989). Habitats word saamgestel uit geomorfologiese eienskappe soos die topografie, geologiese formasies en grondsoorte, asook die gepaardgaande plantegroei en word dikwels beskryf in terme van 'n plantegroeitipe. Die voorkoms of beskikbaarheid van water en voedsel speel noodwendig 'n belangrike rol by die habitatvoorkeure van diersoorte, hoewel die fisiese struktuur van die plantegroei die deurslaggewende rol speel indien water en voedsel op meer as een plek beskikbaar is (Joubert 1988).

Die oneweredige verspreiding van groot herbivore in 'n bepaalde gebied, is die gevolg van voorkeure vir sekere habitats bo andere (Jarman 1974; Pienaar 1974; McNaughton & Georgiades 1986). Volgens Johnson (1980) kan vier hiërargiese ordes van habitatseleksie onderskei word: Eerste orde seleksie van 'n spesie is die geografiese gebied waarin dit voorkom. Tweede orde seleksie is die tuisgebied van 'n spesie binne die groter geografiese gebied. Derde orde seleksie is die benutting van verskillende habitatkomponente in 'n tuisgebied en vierde orde seleksie is die seleksie vir bepaalde voedselplante uit die beskikbare habitatkomponente.

Die dieetseleksie van herbivore lei op 'n groter skaal dus tot habitatseleksie. Die tyd wat 'n herbivoor spandeer om van een voorkeurvoedselsoort na 'n ander te beweeg, word beperk deur die energiebehoefte van die dier. 'n Herbivoor sal daarom poeg om te selekteer vir 'n gebied met 'n voldoende hoeveelheid van sy voorkeurvoedsel, sodat meer tyd aan voeding en minder tyd aan beweging gespandeer word (Senft *et al.* 1987). Omdat 'n herbivoor 'n habitat verkies waar sy inname van nutriënte maksimaal sal wees (Westoby 1974; Owen-Smith & Novellie 1982), word voorkeur vir 'n gebied beïnvloed



deur die voedingswaarde van die beskikbare voedselplante, sowel as die totale hoeveelheid voedsel beskikbaar (Senft *et al.* 1987). 'n Herbivoor se voorkeurhabitat voldoen nie slegs aan sy voedingsbehoefte (insluitend water) nie, maar dit is ook 'n gebied wat skuiling teen roofdiere bied en waarby die dier morfologies en fisiologies aangepas is (Fabricius 1989).

Verskillende gebiede verteenwoordig habitats wat verskil in terme van voordele soos voedsel en nadele soos roofdiere (Melton 1987). Habitatkwaliteit beïnvloed gevolglik 'n herbivoor se kans om te oorleef en te reproduseer en dit is daarom onwaarskynlik dat evolusie habitatelektiwiteit aan die toeval sal oorlaat (Melton 1987).

Die doel van die huidige ondersoek was eerstens om die omgewingseienskappe te identifiseer waarvoor die wildsoorte betekenisvol verskillende voorkeure toon en wat sodoende bydra tot die ekologiese skeiding van groot herbivore op die Messina-proefplaas en tweedens om enige verwantskappe van die wildsoorte met die fisiese omgewingseienskappe vas te stel.

## METODES

Tydens die opname van die wilddigtheid en wildverspreiding in die verskillende plantgemeenskappe, soos beskryf in die voorafgaande hoofstuk, is die aktiwiteit van die diere tydens waarneming (rus, wei, vlug of onbepaald) aangeteken en waar die wild waargeneem is, is 'n opname van 'n aantal omgewingseienskappe gedoen (kyk ook Ferrar & Walker 1974). Enkele waarnemings van die wildverspreiding in die studiegebied is ook te perd gedoen, ten einde addisionele opnamepunte te verkry. Individuele diere en troppe is as een waarneming geneem. Waar wild waargeneem is, is twee transekte (20 m elk) in 'n kruisvorm, met die middelpunt van die kruis by die middelpunt van die trop wat waargeneem is, uitgeplaas. Met die kruis as opnamepunt is die volgende waarnemings gedoen.

### **Temperatuur**

Die heersende temperatuur tydens die waarneming is aangeteken. Drie kategorieë is onderskei: Koel ( $\leq 10^{\circ}\text{C}$ ), Matig ( $>10^{\circ}\text{C}$  maar  $<27^{\circ}\text{C}$ ) en warm ( $\geq 27^{\circ}\text{C}$ ).

### **Wolkbedekking**

Die geskatte persentasie wolkbedekking is in een van drie kategorieë aangeteken: 0 %, 1 - 50 % en > 50 %.

### **Wind**

Die windsterkte is beskryf as lig (blare aan bome beweeg effens), matig (stof en blare word rondgewaai), of sterk (klein boompies swaai en groot takke beweeg).

### **Maangestalte**

Gedurende die waarnemingstydperk was dit opvallend dat minder wild waargeneem is in die dae wat gepaard gegaan het met volmaanperiodes. Gevolglik is die data ontleed om te bepaal of maangestaltes 'n betekenisvolle invloed op die wildwaarnemings het. Die maangestalte wat die waarnemingsdag voorafgegaan het is aangeteken en vier kategorieë is onderskei: Nuwe maan, eerste kwartier, volmaan en laaste kwartier.

### **Plantgemeenskap**

Die lokaliteit waar die wild waargeneem is, is met behulp van 'n GPS apparaat bepaal en op 'n 1:50 000 topokadastrale kaart, waarop die plantgemeenskappe van die studiegebied aangetoon is, aangestip. Hiervolgens is die plantgemeenskap waarin die wildsoort aangetref is bepaal.

### **Helling**

Die helling van die omgewing is met behulp van 'n Abney-hellingmeter gemeet.

### **Persentasie klipperigheid**

Die persentasie grondoppervlak wat deur klippe bedek word, is visueel geskat.

### **Plantegroei benutting**

'n Visuele skatting is gemaak van die mate waartoe die kruidlaag by die opnamepunt bewei is. Drie kategorieë is onderskei: Geen / lig, matig of swaar.

### **Sigbaarheid**

Die persentasie obstruksie, ten opsigte van sigbaarheid op agt verskillende hoogtevlakke, is bepaal deur 'n sigbaarheidsplank (Joubert 1976) te gebruik. Sigbaarheid is 'n maatstaf van die digtheid en struktuur van die plantegroei. 'n Plank van 4 x 0.3 m is in die lengte in 0.5 m blokke verdeel. Vir elke blok wat meer as 25 % deur plantegroei bedek is, is 'n treffer aangeteken. Vier lesings, een op elke arm van die kruis, is geneem 15 m vanaf die middelpunt van die kruis. Een treffer vir 'n hoogtevlak dui dus op 25 % obstruksie, 2 treffers op 50 %, 3 treffers op 75 % en 4 treffers op 100 % obstruksie. Die gemiddelde persentasie obstruksie oor al die hoogtevlakke, is uitgedruk as die sigbaarheid by die waarnemingspunt en 'n hoë waarde dui dus op swak sigbaarheid.

### **Boomdigtheid**

Die aantal houtagtige plante hoër as 2.0 m binne die vierkant om die kruis (400 m<sup>2</sup>), is getel en met 25 vermenigvuldig om die boomdigtheid per hektaar te verkry.

### **Struikdigtheid**

Die aantal houtagtige plante hoër as 0.5 m, maar laer as 2.0 m binne die vierkant om die kruis (400 m<sup>2</sup>), is getel en met 25 vermenigvuldig om die struikdigtheid per hektaar te bepaal.

### **Afstand na skadu**

Die afstand vanaf die middelpunt van die kruis na die naaste boom wat skadu verskaf, soos gedefinieer vir die verskillende diersoorte, is gemeet. Skaduplante vir die verskillende wildsoorte is gedefinieer op grond van die hoogte van die eerste blare (kyk ook Hirst 1975): vlakvark en rooibok - 0.75 m; koedoe, gemsbok, bontkwagga, blouwildebees - 1.2 m; en kameelperd - 5.0 m.

### **Kroonverspreidingsbedekking**

Die kroonverspreidingsbedekking (Roux 1963) is vir grasse, kruide, struik en bome bepaal. Vertikale projeksies is met 1 m intervale gemaak op die kruisarms. Indien 'n punt binne 'n denkbeeldige sirkel val wat rondom die omtrek van 'n plant se kroon

getrek word, is dit aangeteken as 'n treffer en as persentasie van die totale aantal punte (40) uitgedruk.

### **Veldtoestandtelling**

Die spesiesamestelling van die kruidlaag is bepaal deur die naaste plant aan 40 punte, op 1 m intervalle, op die kruisarms te identifiseer. Met hierdie inligting is 'n veldtoestandtelling bereken volgens die weidingswaardemetode, soos beskryf in Hoofstuk 4.

### **Grashoogte**

Die maksimum hoogte van elke grasplant, hetsy blare of bloeiwyse, wat tydens die spesiesamestellingsopname geïdentifiseer is, is met 'n maatband gemeet en aangeteken.

### **Kroonbedekking van houtagtige plante**

Die persentasie kroonbedekking van houtagtige plante is in hoogteklasse van <2 m, 2 - 6 m en >6 m bepaal deur die kroondeursnee:gapingsverhouding (C) (Edwards 1983; Walker *et al.* 1988; Penridge & Walker 1988) te bereken. Die kroondeursnee van die naaste plant aan die middelpunt van die kruis wat verteenwoordigend was van 'n hoogteklas is gemeet. Vanaf die plant is die afstand (gaping) na vier ander houtagtige plante (in elke kompasrigting) van dieselfde hoogteklas gemeet. Die gemiddelde van die vier afstande is as die gaping geneem en die verhouding bereken deur:

$$C = \text{gaping} \div \text{kroondeursnee}.$$

Die persentasie kroonbedekking word gegee deur  $90.7 \div (C + 1)^2$  (Edwards 1983).

### **Afstand na water**

Die afstand in meter vanaf die opnamepunt na die naaste suiping is met behulp van 'n 1:50 000 topokadastrale kaart bepaal.

### **Ander diere**

Die teenwoordigheid van ander groot herbivore in die onmiddellike omgewing van die opnamepunt is aangeteken as teenwoordig of afwesig.

## Ekotoon

Waar die opnamepunt in die oorgangsgebied tussen twee plantgemeenskappe geleë was, is dit aangeteken as 'n randeffek.

Die data wat ingesamel is oor die verskillende omgewingseienskappe, is gekategoriseer (kyk ook Bylae 2) en die waarnemings is in gebeurlikheidstabelle opgesom met wildsoorte op die y-as en habitatkategorieë op die x-as. Frekwensie-histogramme is opgestel van die aantal waarnemings per wildsoort per kategorie van elke omgewingseienskap. Chi-kwadraat waardes is bereken om die nul-hipotese te toets van geen verskil in die voorkeure vir omgewingseienskappe deur die onderskeie wildsoorte. Die formule vir die toets van die hipotese is:  $\chi^2 = \sum (O - E)^2 \div E$ , waar O = die waargenome frekwensie en E = die verwagte frekwensie (Van Ark 1981). 'n Rekenaarprogram deur Van Ark (1992) is gebruik vir die berekening van die chi-kwadraat waardes.

Kategorieë vir die omgewingseienskappe is so gekies dat daar aan die minimum vereistes vir die gebruik van die chi-kwadraat toets voldoen is (Van Ark 1981). Nie meer as 20 % van die verwagte frekwensies was kleiner as 5 en minstens 1 verwagte frekwensie was teenwoordig per habitatkategorie. Volgens Roscoe & Byars (1971) is hierdie vereistes konserwatief. Die mate waarin die waargenome van die verwagte frekwensie afwyk, is gebruik as 'n aanduiding van die voor- of afkeur van 'n wildsoort vir 'n habitatkategorie. Hoe groter die positiewe afwyking vanaf nul, hoe groter is die voorkeur wat 'n wildsoort vir daardie habitatkategorie toon. Hoe groter die negatiewe afwyking, hoe groter is die afkeur wat 'n wildsoort vir die habitatkategorie toon.

Omgewingseienskappe waar die voorkoms van die verskillende wildsoorte betekenisvol verskil het, is verder ontleed met behulp van ooreenstemmingsanalise (Beardall *et al.* 1984; Greenacre & Vrba 1984; ter Braak 1995). 'n Ooreenstemmingsanalise verskaf 'n grafiese voorstelling van die rye en kolomme van 'n tweerigting gebeurlikheidstabel. Die grafiek word geïnterpreteer deur te kyk na die hoek wat gevorm word wanneer twee elemente met die oorsprong verbind word (Beardall *et al.* 1984). Hierdie hoek gee 'n aanduiding van die soortgelykheid van die twee elemente (Beardall *et al.* 1984). As die

hoek wat so gevorm word klein is, is die twee elemente hoogs gekorreleerd. Hoe groter die hoek, hoe swakker is die korrelasie en as die hoek 180° bereik, is die elemente negatief gekorreleerd (Beardall *et al.* 1984).

Die CANOCO rekenaarprogram (ter Braak 1990), is gebruik vir die ooreenstemingsanalise en die grafiese uitdrukke is met behulp van Canodraw 3.0 (Smilauer 1992) opgestel.

## RESULTATE EN BESPREKING

### **Omgewingstoestande tydens waarnemings**

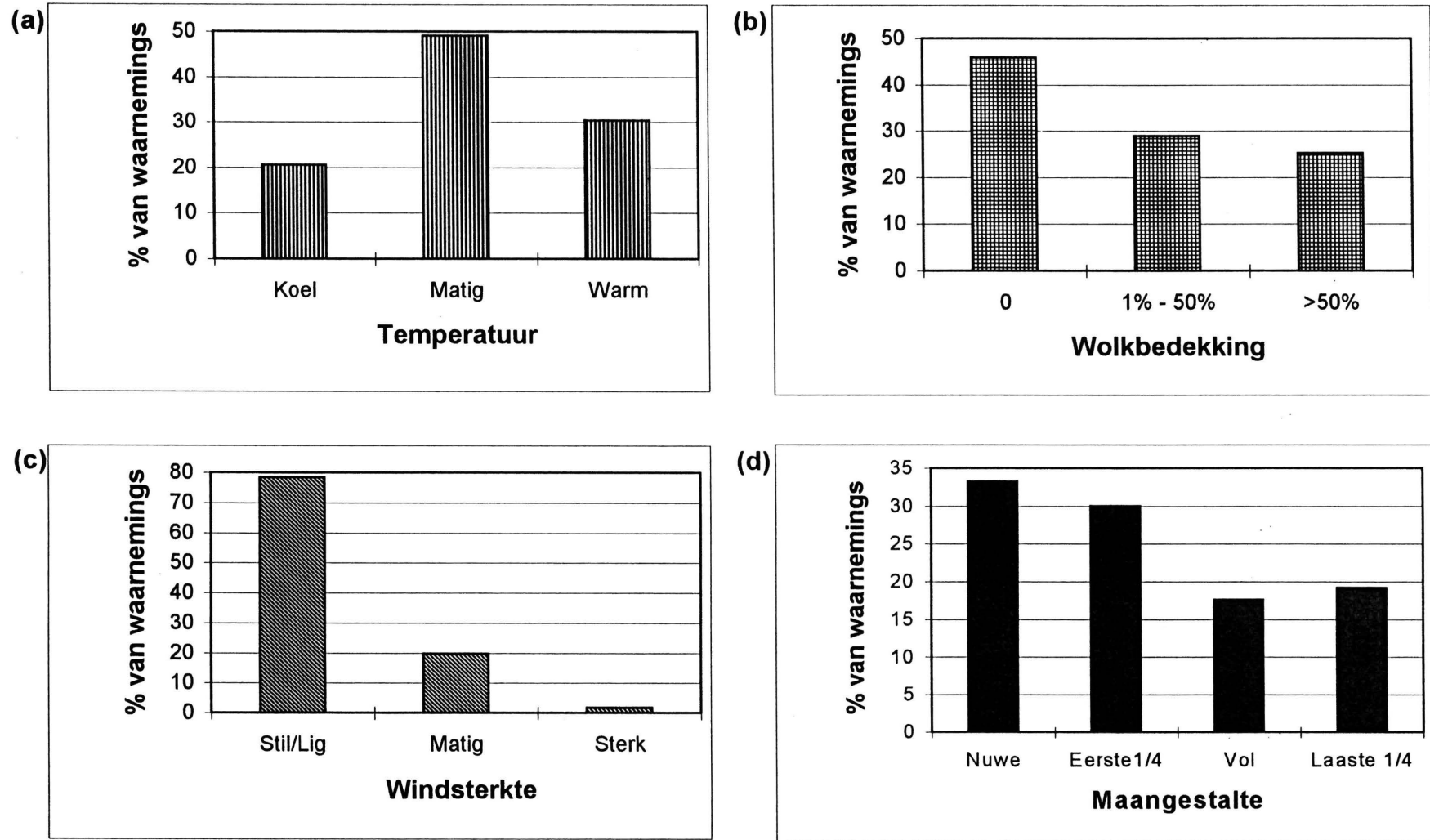
'n Matige temperatuur het tydens meeste waarnemings geheers (Figuur 21a). Windtoestande was stil of lig, terwyl daar in die meeste gevalle geen wolke was nie (Figuur 21b en c). Meeste wildwaarnemings is gemaak tydens die nuwemaan periode en die minste waarnemings tydens die volmaanperiode (Figuur 21d).

Die persentasie waarnemings van die wildsoorte (al die wildsoorte se waarnemings gekombineer) het volgens die chi-kwadraat toets betekenisvol verskil by die verskillende maangestalte kategorieë ( $\chi^2 = 55.73$ ; vryheidsgrade = 3;  $P < 0.05$ ;  $n = 767$ ). Maangestaltes het met ander woorde die voorkoms van die wildsoorte in die huidige studie beïnvloed. Die wildsoorte het egter nie individueel van mekaar verskil ten opsigte van voorkoms by verskillende maangestaltes nie. ( $\chi^2 = 20.89$ ; vryheidsgrade = 21;  $P = 0.4650$ ;  $n = 767$ ).

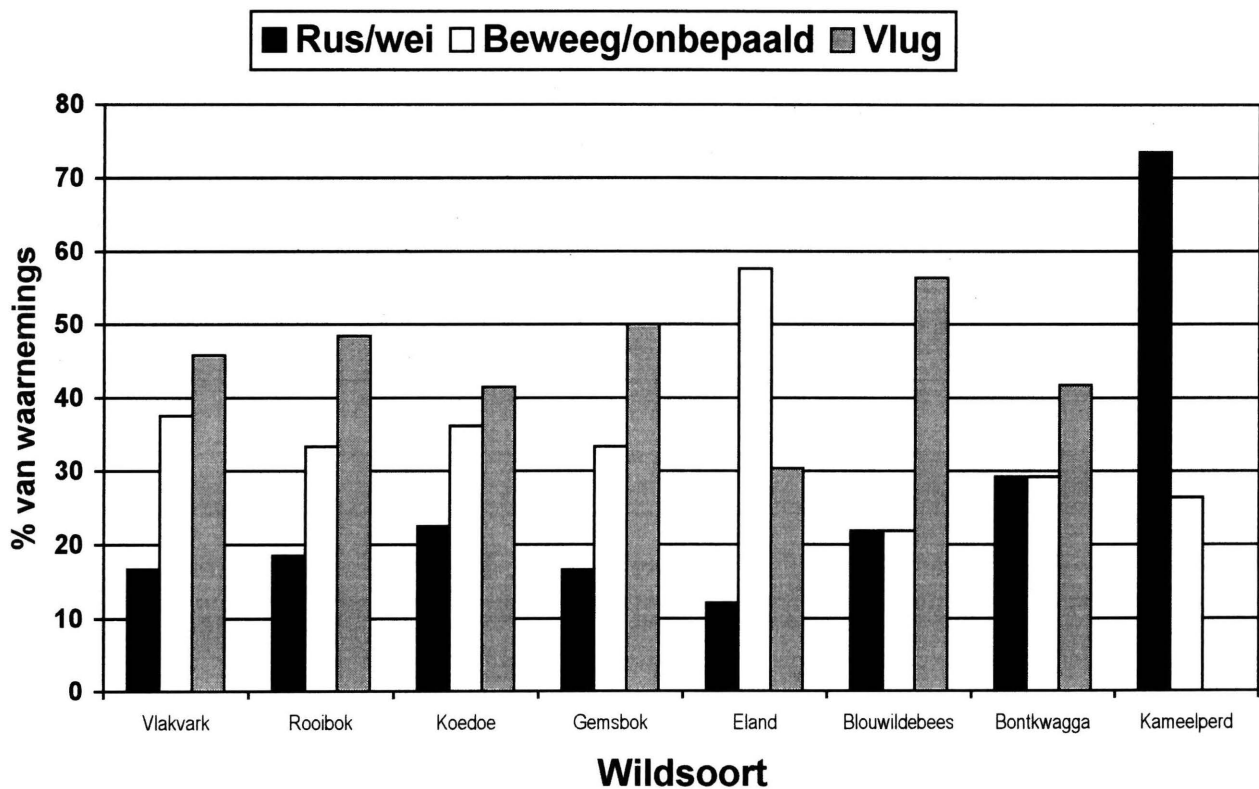
Die rede vir die groter aantal waarnemings van alle wildsoorte tydens die nuwe maan periode is onbekend. 'n Moontlike verklaring is dat die wild tydens volmaan periodes meer aktief is in die nag en gevolglik minder aktief bedags en daarom ook minder sigbaar.

### **Aktiwiteit**

Die aktiwiteit van die wildsoorte tydens die opname word in Figuur 22 weergegee. Met die uitsondering van elande en kameelperde, was vlug die belangrikste aktiwiteit van al



**Figuur 21:** Die persentasie voorkoms van die agt wildsoorte in die huidige studie ( $n = 767$ ), by verskillende kategorieë van temperatuur, wolkbedekking, windsterkte en maangestate, op die Messina-proefplaas in die Noordelike Provinsie, in die tydperk September 1993 tot September 1994.



**Figuur 22:** Die persentasie voorkoms van die agt wildsoorte ( $n = 767$ ) in die huidige studie in verskillende aktiwiteitskategorieë tydens waarnemings op die Messina-proefplaas in die Noordelike Provinsie, in die tydperk September 1993 tot September 1994.



die wildsoorte tydens waarnemings. Dit kan toegeskryf word aan die skuheid van die wild vir voertuie en mense weens die bedrywighede van jagters.

### **Voorkeure vir omgewingseienskappe**

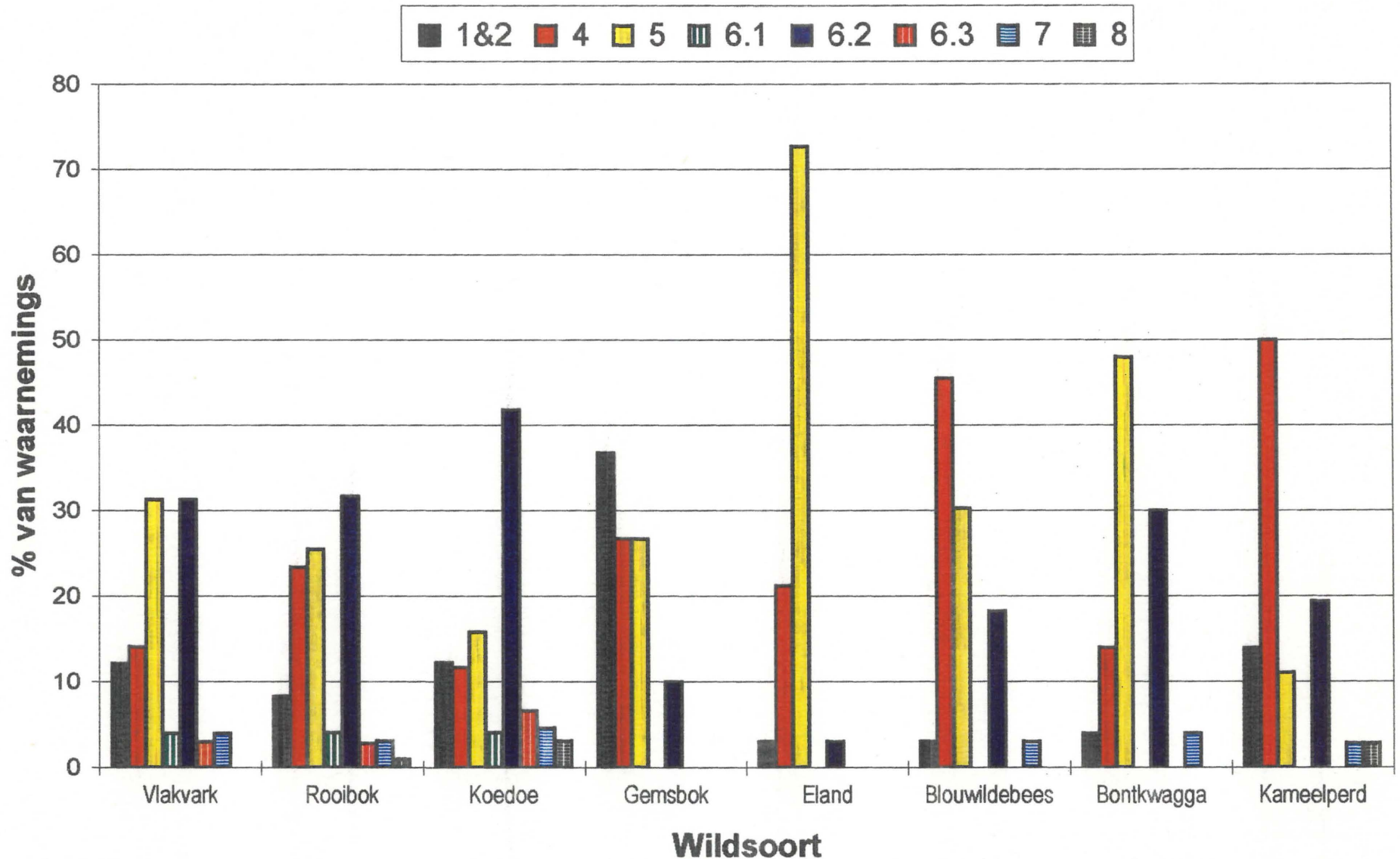
#### Plantgemeenskappe

Vlakvarke het 'n voorkeur vir die *Kirkia acuminata* - *Enneapogon cenchroides* kort, geslote boomveld en die *Geigeria acaulis* variant (plantgemeenskappe 5 en 6.2) getoon (Figuur 23). Volgens die padstrooktellings (Tabel 6, Hoofstuk 6) kom vlakvarke ook teen 'n hoë digtheid voor in die *Kirkia acuminata* - *Enneapogon cenchroides* gemeenskap.

Koedoes en rooibokke het 'n voorkeur vir die *Geigeria acaulis* variant gehad (Figuur 23). Koedoes het egter teen die hoogste digtheid in die *Ficus tettensis* - *Aristida meridionalis* gemeenskap (plantgemeenskap 8) en rooibokke teen die hoogste digtheid in die *Mariscus rehmannianus* - *Colophospermum mopane* lae, geslote boomveld (plantgemeenskap 4) voorgekom (Tabel 6, Hoofstuk 6). Volgens die ooreenstemmingsanalise (Figuur 24) assosieer vlakvarke, koedoes en rooibokke veral met plantgemeenskappe 6 en 7.

Gemsbokke het die gekombineerde *Hyphaene coriacea* - *Eragrostis rotifer* kort, yl boomveld en *Monechma divaricatum* - *Colophospermum mopane* gemeenskappe (plantgemeenskappe 1&2) verkies, maar het ook dikwels in die *Mariscus rehmannianus* - *Colophospermum mopane* lae, geslote boomveld en *Kirkia acuminata* - *Enneapogon cenchroides* kort, geslote boomveld (plantgemeenskappe 4 en 5) voorgekom (Figuur 23). Gemsbokke het ook teen die hoogste digtheid in plantgemeenskappe 1&2 voorgekom (Tabel 6, Hoofstuk 6).

Blouwildebeeste het 'n voorkeur getoon vir die *Mariscus rehmannianus* - *Colophospermum mopane* lae, geslote boomveld (plantgemeenskap 4) (Figuur 23). Blouwildebeeste het ook deur al die seisoene teen die hoogste digtheid in hierdie gemeenskap voorgekom (Tabel 6, Hoofstuk 6).



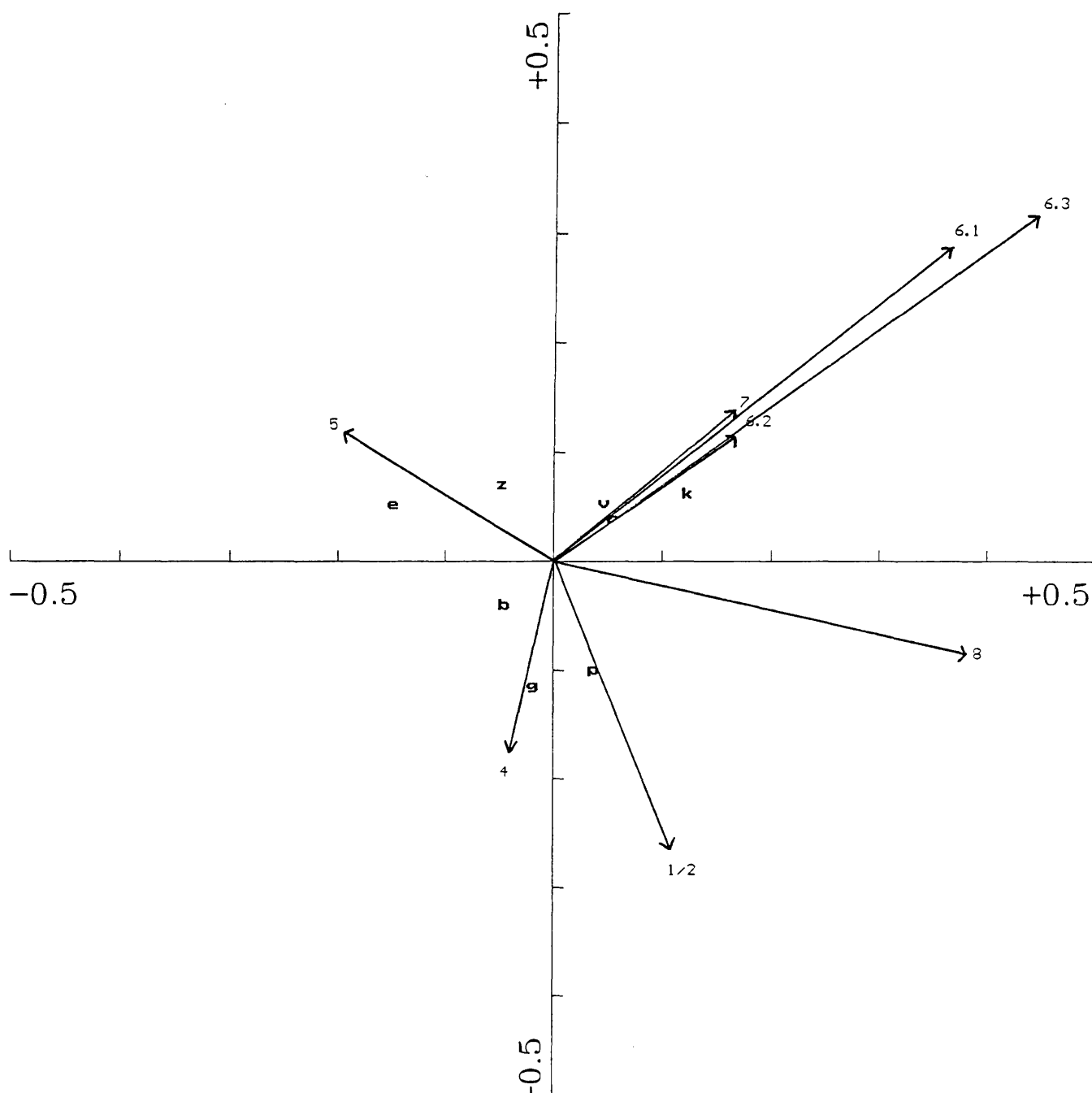
**Figuur 23:** Die voorkoms van agt wildsoorte (n = 767) in die verskillende plantgemeenskappe op die Messina-proefplaas in die Noordelike Provinsie, in die tydperk September 1993 tot September 1994. Plantgemeenskapnommers is volgens die fitososiologiese tabel (Tabel 1, Hoofstuk 3).

Blouwildebeeste asook gemsbokke het die sterkste assosiasie getoon met die *Mariscus rehmannianus* - *Colophospermum mopane* lae, geslote boomveld (Figuur 24).

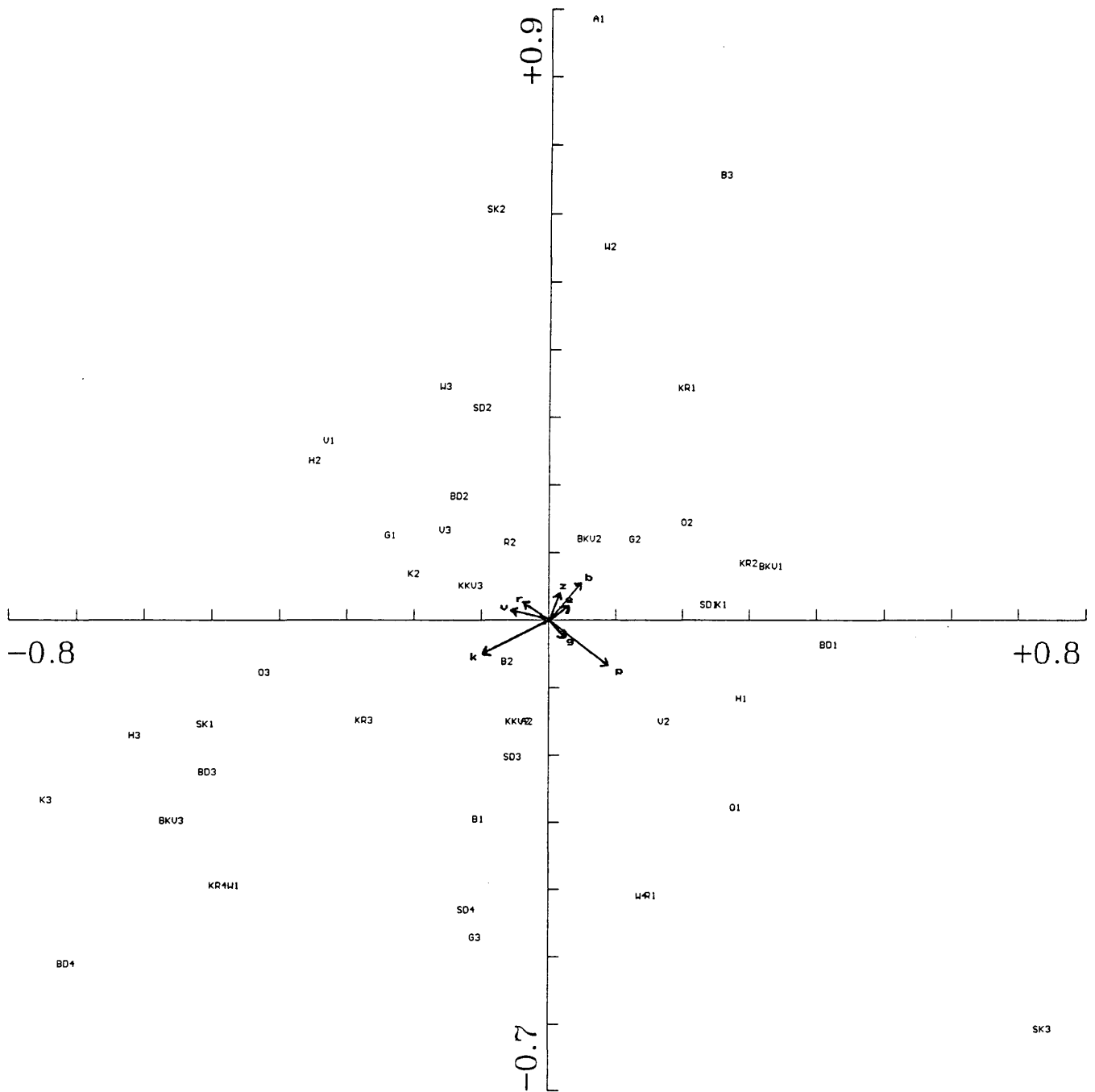
Elande en bontkwaggas het meestal in die *Kirkia acuminata* - *Enneapogon cenchroides* kort, geslote boomveld (plantgemeenskap 5) voorgekom (Figuur 23) en is ook die sterkste met hierdie plantgemeenskap geassosieer (Figuur 24). Volgens die padstrooktellings het elande en bontkwaggas ook teen die hoogste digtheid in die *Kirkia acuminata* - *Enneapogon cenchroides* gemeenskap voorgekom (Tabel 6, Hoofstuk 6).

Kameelperde het 'n voorkeur vir die *Mariscus rehmannianus* - *Colophospermum mopane* lae, geslote boomveld (plantgemeenskap 4) gehad (Figuur 23), maar is ook geassosieer met die *Hyphaene coriacea* - *Eragrostis rotifer* kort, yl boomveld en *Monechma divaricatum* - *Colophospermum mopane* gemeenskappe (plantgemeenskappe 1&2) (Figuur 24). Kameelperde het ook teen die hoogste digtheid in die *Mariscus rehmannianus* - *Colophospermum mopane* gemeenskap voorgekom (Tabel 6, Hoofstuk 6).

Volgens Figuur 24 het geen sterk assosiasie tussen die *Ficus tettensis* - *Aristida meridionalis* hoë geslote boomveld (plantgemeenskap 8) en enige van die wildsoorte bestaan nie. Dit verskil van die resultate van Hoofstuk 6, waar gevind is dat koedoes en kameelperde teen hoë digtheid in die *Ficus tettensis* - *Aristida meridionalis* gemeenskap voorkom. Die klaarblyklike teenstrydigheid kan egter verklaar word aan hand van die tipe data. Die ooreenstemmingsanalise is soos die histogramme gebaseer op waarnemingsfrekwensies. Enkele waarnemings van koedoes en kameelperde in die *Ficus tettensis* - *Aristida meridionalis* gemeenskap het waarskynlik aanleiding gegee tot 'n lae waarnemingsfrekwensie en gevolglike swak assosiasies. Die *Ficus tettensis* - *Aristida meridionalis* hoë, geslote boomveld, is egter ook die kleinste gemeenskap in die studiegebied en beslaan slegs 1.8 % van die studieoppervlakte.



**Figuur 24:** Ooreenstemmingsanalise van die voorkoms van agt wildsoorte in die verskillende plantgemeenskappe, op die Messina-proefplaas in die Noordelike Provinsie (31 % van die variasie word deur die twee asse verklaar). b = blouwildebees, e = eland, g = gemsbok, k = koedoe, p = kameelperd, r = rooibok, v = vlakvark en z = bontkwagga. Plantgemeenskapnummers is volgens die fitososiologiese tabel (Tabel 1, Hoofstuk 3).



**Figuur 25:** Ooreenstemmingsanalise van agt wildsoorte en die omgewingseienskappe waarvoor die voorkeure van die wildsoorte op die Messina-proefplaas in die Noordelike Provinsie volgens  $\chi^2$  toetse betekenisvol verskil het (6.4 % van die variasie word deur die twee asse verklaar). b = blouwildebees, e = eland, g = gemsbok, k = koedoe, p = kameelperd, r = rooibok, v = vlakvark en z = bontkwagga. Die ander kodes word in bylae 2 verklaar.

Die hoë koedoe- en kameelperddigtheid, ten spyte van die lae waarnemingsfrekwensies, is derhalwe die gevolg van 'n relatief groot getal diere per waarneming, in 'n relatiewe klein plantgemeenskap. Hierdie verklaring geld ook vir rooibokke en koedoes, waar die plantgemeenskappe waarin hierdie wildsoorte teen die hoogste digtheid voorgekom het (Tabel 6, Hoofstuk 6), verskil het van die plantgemeenskappe waar rooibokke en koedoes meestal waargeneem is (Figuur 23).

### Helling

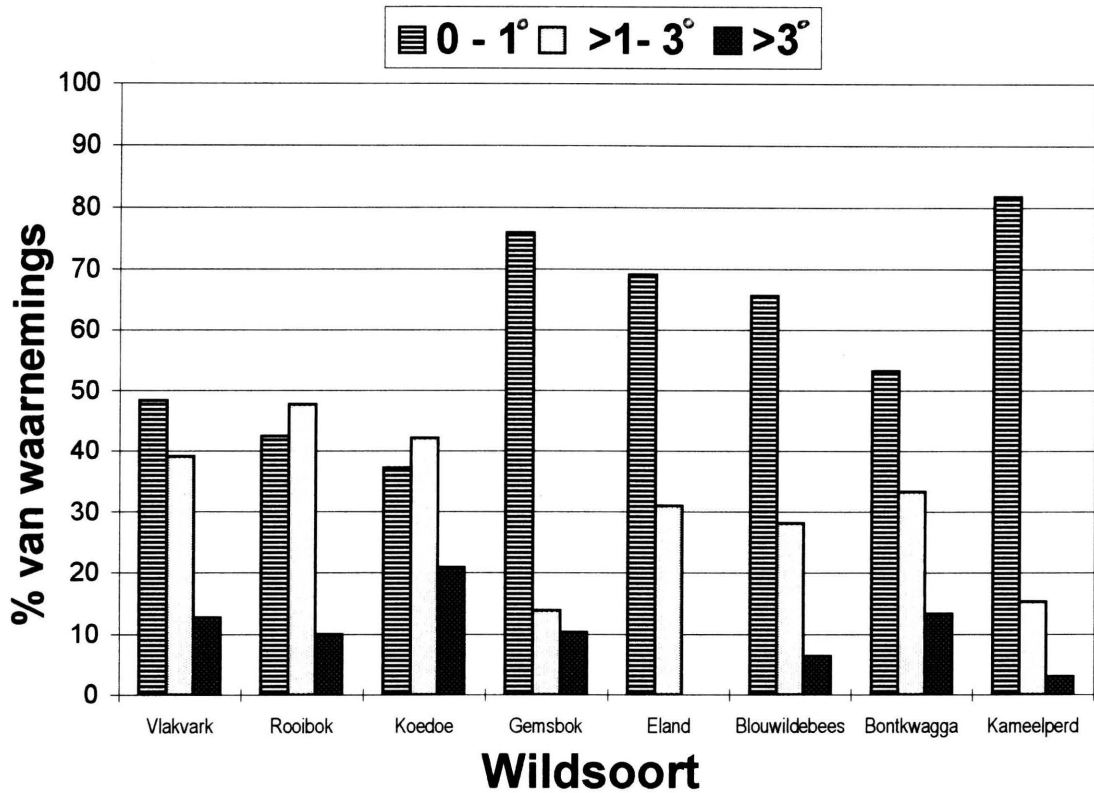
Vlakvarke, gemsbokke, elande, blouwildebeeste, bontkwaggas en kameelperde het 'n voorkeur getoon vir gebiede met 'n helling van 0 tot 1° (Figuur 26). Gemsbokke en kameelperde het 'n afkeur getoon vir gebiede met 'n helling van meer as 1° (Figure 25 & 26). Rooibokke en koedoes het voorkeure getoon vir 'n gebied met 'n helling van 1 tot 3° (Figuur 26). Veral koedoes het gebiede met steiler hellings verkies (Figuur 25). Wentzel (1990) het in die Nasionale Krugerwildtuin gevind dat blouwildebeeste en vlakvarke gebiede verkies waar die helling minder as 2° is en koedoes en bontkwaggas 'n voorkeur het vir hellings van 2 tot 4°. Volgens Wentzel (1990) verkies rooibokke 'n gebied met 'n helling van 2 tot 6°.

### Klipperigheid

Gemsbokke, blouwildebeeste, bontkwaggas en kameelperde verkies gebiede met 'n klipbedekking van minder as 1 % (Figuur 27). Elande en vlakvarke toon ook voorkeure vir areas met lae klipbedekkings (Figuur 27). Rooibokke en koedoes verkies areas met 'n klipbedekking van >1 tot 30 %. Relatief tot die ander wildsoorte in die studie, word koedoes die meeste met klipperige gebiede geassosieer (Figure 25 & 27).

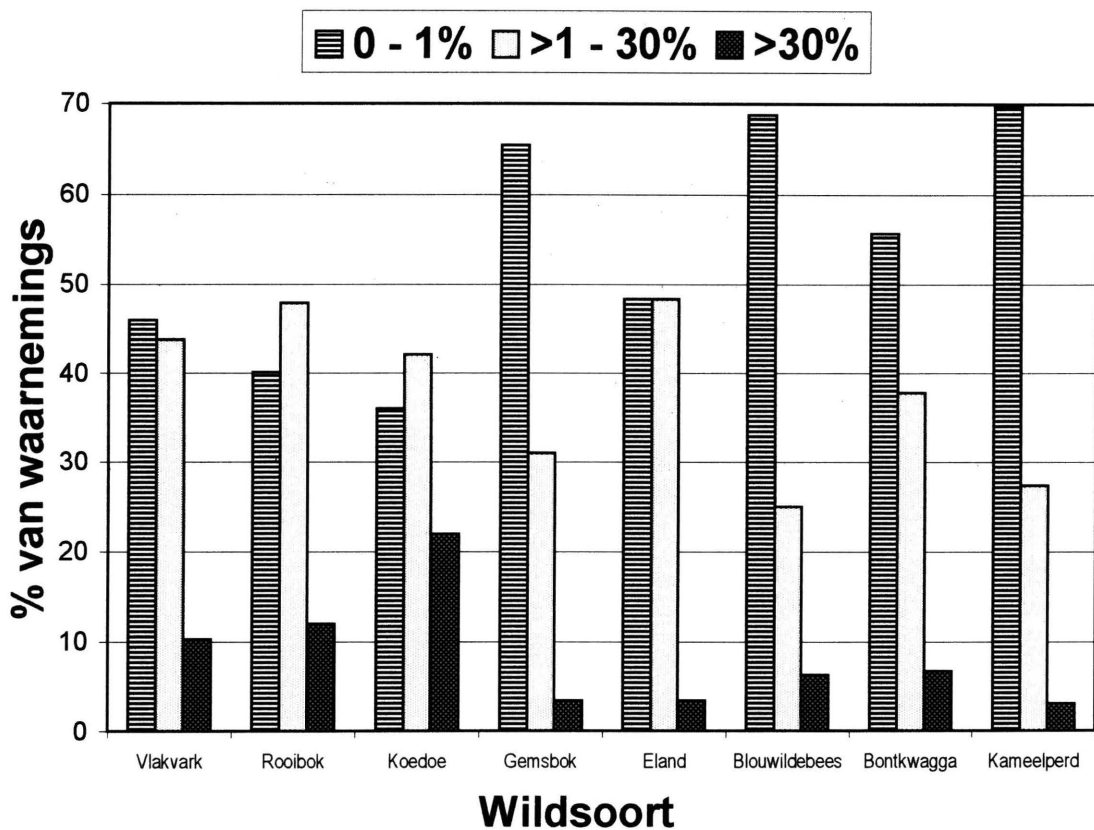
### Plantegroei benutting

Vlakvarke en rooibokke en tot 'n mindere mate blouwildebeeste, bontkwaggas en kameelperde, het 'n voorkeur getoon vir gebiede met 'n matig beweide kruidstratum (Figuur 28). Volgens Wentzel (1990) het blouwildebeeste en vlakvarke in die Nasionale



**Figuur 26:** Die voorkoms van agt wildsoorte by verskillende hellings op die Messina-proefplaas in die Noordelike provinsie. 'n Chi-kwadraattoets is gebruik om die nul-hipotese te toets van geen verskil in die voorkeure van die wildsoorte vir die onderskeie hellingkategorieë (kategorieë aangedui in grade bokant grafiek).

$P < 0.05$ ;  $n = 676$ ;  $\chi^2 = 58.179$ ;  $\text{vryheidsgrade} = 14$



**Figuur 27:** Die voorkoms van agt wildsoorte by verskillende grade van klipperigheid op die Messina-proefplaas in die Noordelike Provinsie. 'n Chi-kwadraattoets is gebruik om die nul-hipotese te toets van geen verskil in die voorkeure van die wildsoorte vir die onderskeie klipbedekkingskategorieë (kategorieë aangedui in % bokant grafiek).

$P < 0.05$ ;  $n = 675$ ;  $\chi^2 = 45.339$ ; vryheidsgrade = 14



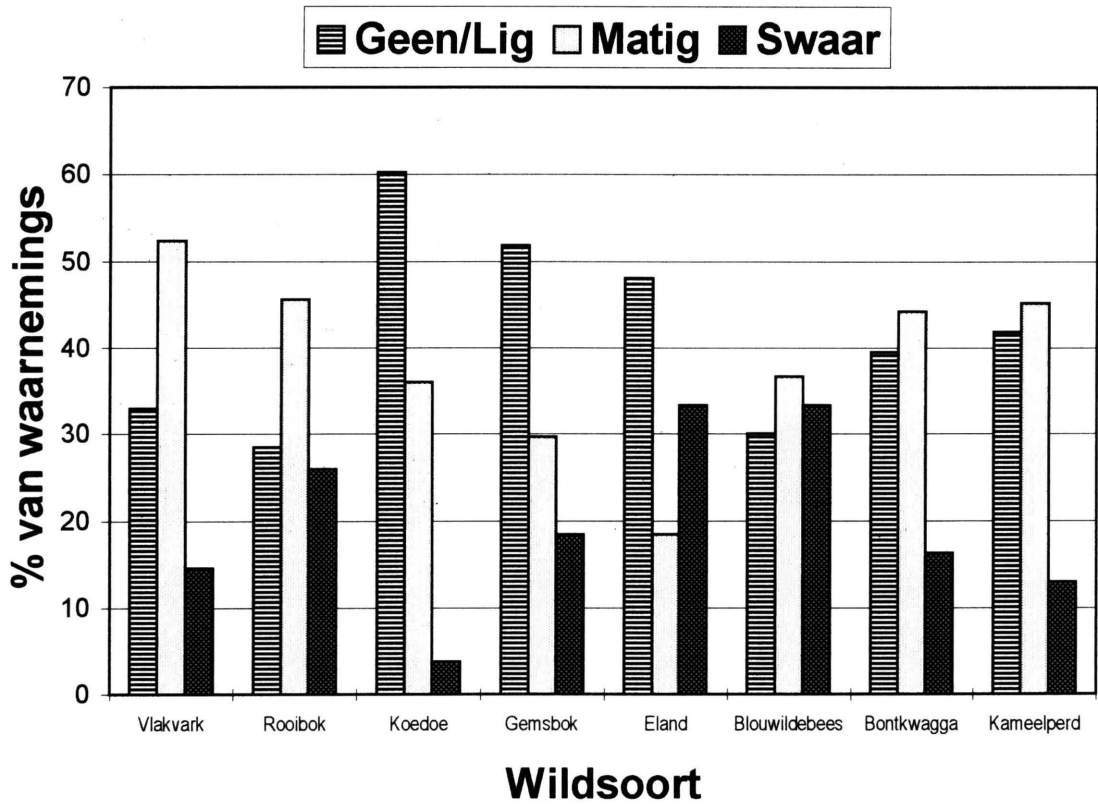
Krugerwildtuin 'n voorkeur getoon vir gebiede waar die kruidstratum aan matige tot swaar benutting onderhewig was. Wentzel (1990) het ook gevind dat rooibokke meestal in gebiede met 'n matig beweide kruidstratum aangetref word. Volgens Weaver (1995) is die kans groter om rooibokke in swaar beweide gebiede aan te tref as in ander gebiede. Koedoes, gemsbokke en elande daarenteen, is geassosieer met areas wat glad nie of lig benut is (Figuur 28). Koedoes het 'n sterk afkeur getoon vir swaar beweide areas (Figuur 28). Volgens Engelbrecht (1986) en Wentzel (1990) kom koedoes in die Nasionale Krugerwildtuin veral in lig beweide gebiede voor.

### Sigbaarheid

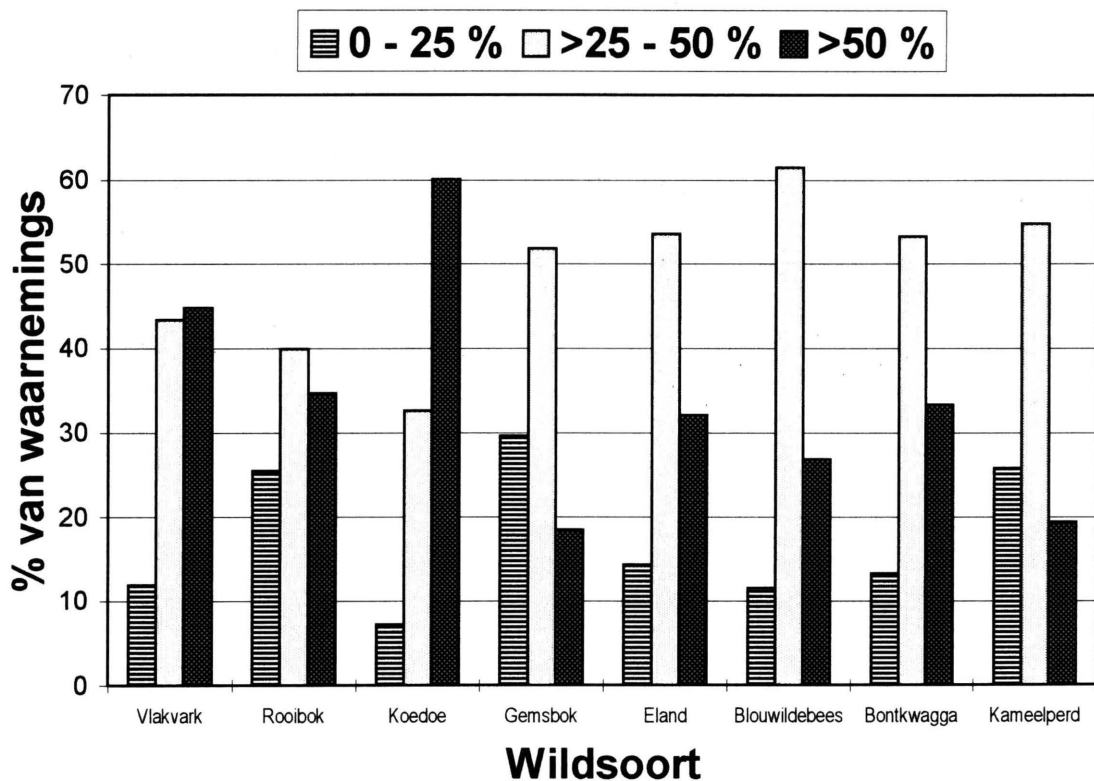
Koedoes het 'n duidelike voorkeur getoon vir areas waar daar meer as 50 % obstruksie in die sigbaarheid was (Figure 25 & 29). Volgens Weaver (1995) verkies koedoes gebiede met 'n lae sigbaarheid. Vlakvarke is hoofsaaklik ook geassosieer met gebiede wat 'n relatief lae sigbaarheid het (meer as 25 % obstruksie) (Figuur 29). Rooibokke het in gebiede met 'n lae sowel as gebiede met 'n hoë sigbaarheid voorgekom, met die meeste waarnemings in gebiede met 25 tot 50 % obstruksie in sigbaarheid. Gemsbokke, elande, blouwildebeeste, bontkwaggas en kameelperde het ook gebiede verkies met 25 tot 50 % obstruksie in sigbaarheid (Figuur 29). Gemsbokke en kameelperde het, in vergelyking met die ander wildsoorte, die grootste voorkeur getoon vir gebiede met 'n hoë sigbaarheid (0 tot 25 % obstruksie) (Figure 25 & 29).

### Afstand na skadu

Vlakvarke en veral koedoes, is geassosieer met areas binne twee meter vanaf skadu (Figure 25 & 30). Dit stem ooreen met die voorafgaande bevinding dat koedoes gebiede met 'n lae sigbaarheid verkies. Volgens Figuur 30 word rooibokke hoofsaaklik geassosieer met areas binne 2 m tot 6 m vanaf skadu, maar het ook 'n voorkeur vir areas nader as 2 m vanaf skadu (Figuur 30). Volgens Figuur 30 het gemsbokke gebiede verkies 0 - 2 m vanaf skadu. Elande toon nie 'n uitstaande voorkeur vir enige van die skadu kategorieë nie, maar kom wel hoofsaaklik voor in gebiede nader as 6 m vanaf skadu (Figuur 30).

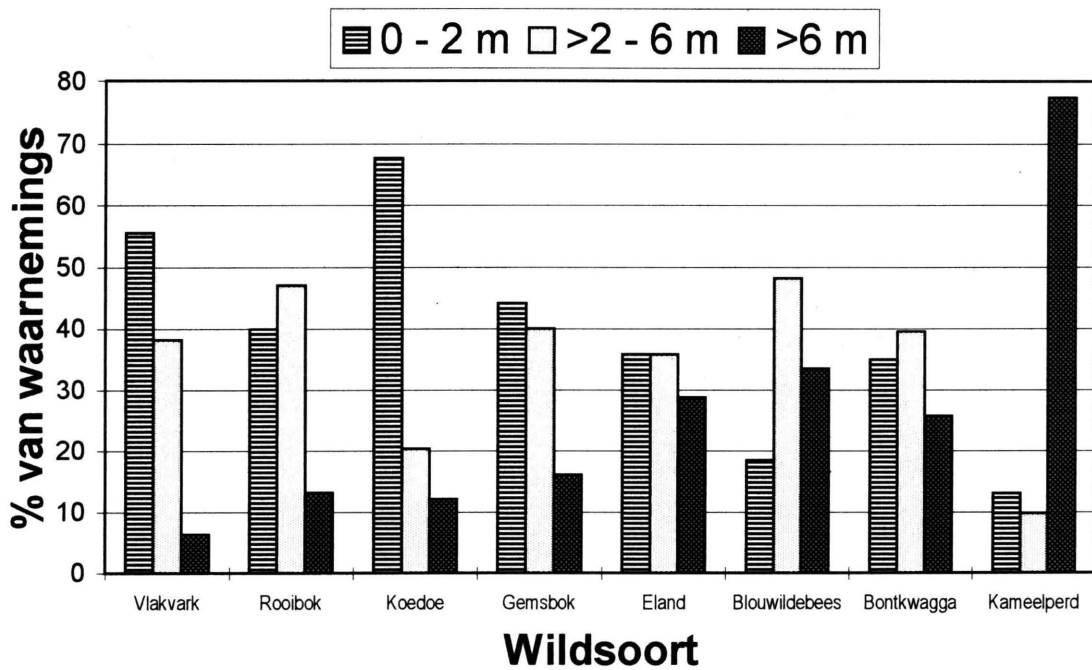


**Figuur 28:** Die voorkoms van agt wildsoorte op die Messina-proefplaas in die Noordelike Provinsie, in gebiede waar die kruidstratum aan verskillende grade van benutting onderhewig was. 'n Chi-kwadraattoets is gebruik om die nul-hipotese te toets van geen verskil in die voorkeure van die wildsoorte vir die onderskeie benuttingskategorieë (kategorieë aangedui bokant grafiek).  $P < 0.05$ ;  $n = 629$ ;  $\chi^2 = 70.869$ ; vryheidsgrade = 14



**Figuur 29:** Die voorkoms van agt wildsoorte in gebiede met verskillende vlakke van sigbaarheid op die Messina-proefplaas in die Noordelike Provinsie. 'n Chi-kwadraattoets is gebruik om die nul-hipotese te toets van geen verskil in die voorkeure van die wildsoorte vir die onderskeie sigbaarheidskategorieë (kategorieë bokant grafiek is die % obstruksie in sigbaarheid,).

$P < 0.05$ ;  $n = 550$ ;  $\chi^2 = 54.889$ ; vryheidsgrade = 14



**Figuur 30:** Die voorkoms van agt wildsoorte op verskillende afstandintervalle vanaf skadu op die Messina-proefplaas in die Noordelike Provinsie. 'n Chi-kwadraattoets is gebruik om die nul-hipotese te toets van geen verskil in die voorkeure van die wildsoorte vir die onderskeie skadu-afstandskategorieë (kategorieë aangedui in meter bokant grafiek).

$P < 0.05$ ;  $n = 533$ ;  $\chi^2 = 127.070$ ; vryheidsgrade = 14

Blouwildebeeste en bontkwaggas verkies areas 2 - 6 m vanaf skadu, maar veral blouwildebeeste kom ook dikwels verder as 6 m vanaf skadu voor (Figuur 30). Kameelperde toon 'n duidelike voorkeur vir areas verder as 6 m vanaf skadu (Figure 25 & 30). Volgens Owen-Smith (1988) wei kameelperde dikwels in die hitte van die dag en soek nie skadu op nie.

### Boomdigtheid

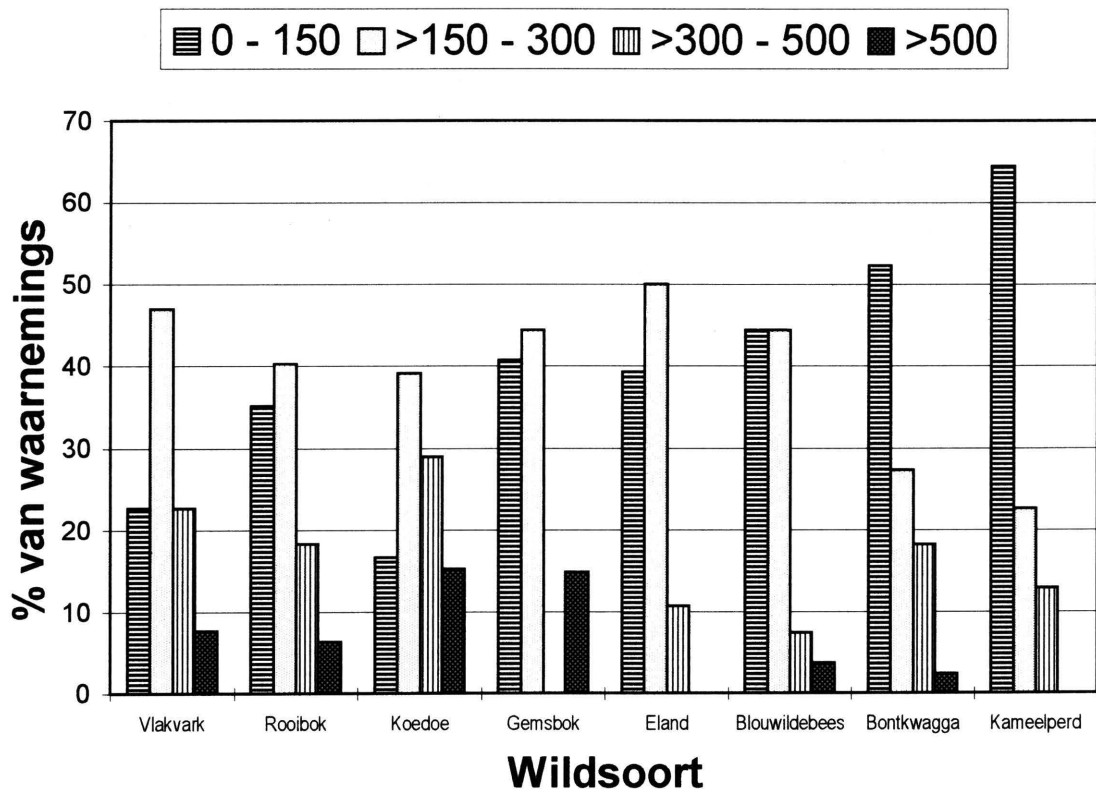
Vlakvarke, rooibokke, gemsbokke en elande verkies areas met 'n boomdigtheid van 150 tot 300 bome ha<sup>-1</sup> (Figure 25 & 31). Koedoes verkies ook 'n gebied met 'n boomdigtheid van 150 tot 300 bome ha<sup>-1</sup>, maar word ook dikwels geassosieer met gebiede met 'n hoër boomdigtheid (Figure 25 & 31). Blouwildebeeste, maar veral bontkwaggas en kameelperde verkies areas met 'n boomdigtheid van 0 tot 150 bome ha<sup>-1</sup> (Figuur 31). Hirst (1975) het gevind dat blouwildebeeste en bontkwaggas areas vermy met digte houtagtige plantegroei.

### Struikdigtheid

Vlakvarke, rooibokke, koedoes, elande, blouwildebeeste en bontkwaggas toon almal dieselfde voorkeur vir areas met 'n struikdigtheid van 250 tot 300 struik per hektaar (Figuur 32). Gemsbokke verkies gebiede met 'n struikdigtheid van 0 tot 250 struik per hektaar (Figuur 32). In vergelyking met die ander wildsoorte toon elande die grootste voorkeur vir areas met 'n struikdigtheid van meer as 750 struik ha<sup>-1</sup> (Figuur 32). Kameelperde kom by alle struikdigthede voor en struikdigtheid het in die huidige studie nie 'n belangrike invloed op die habitatvoorkeure van kameelperde (Figuur 32).

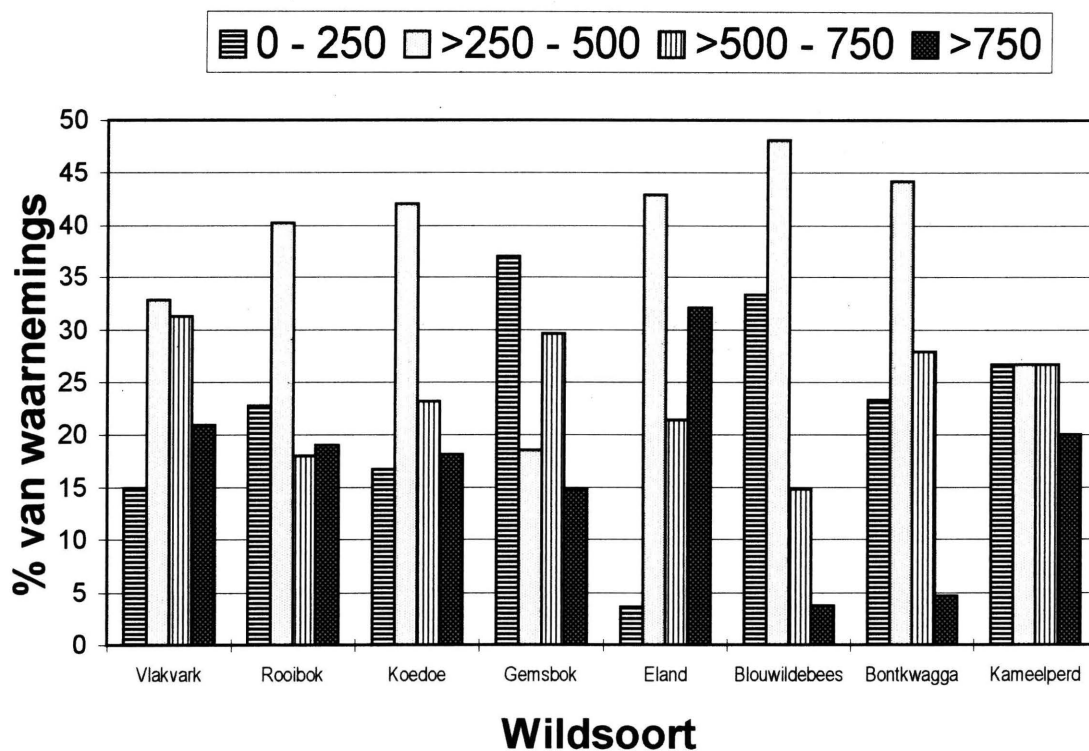
### Kroonverspreidingsbedekking: Gras

Die voorkoms van die verskillende wildsoorte verskil nie betekenisvol vir die verskillende kroonverspreidingsbedekkings van gras nie ( $P > 0.05$ ). Op die Messina-proefplaas dra die kroonverspreidingsbedekking van gras dus nie by tot die ekologiese skeiding van die wildsoorte. Al die wildsoorte in die studie word geassosieer met 'n gras kroonverspreidingsbedekking van 10 tot 30 % (Figuur 33).



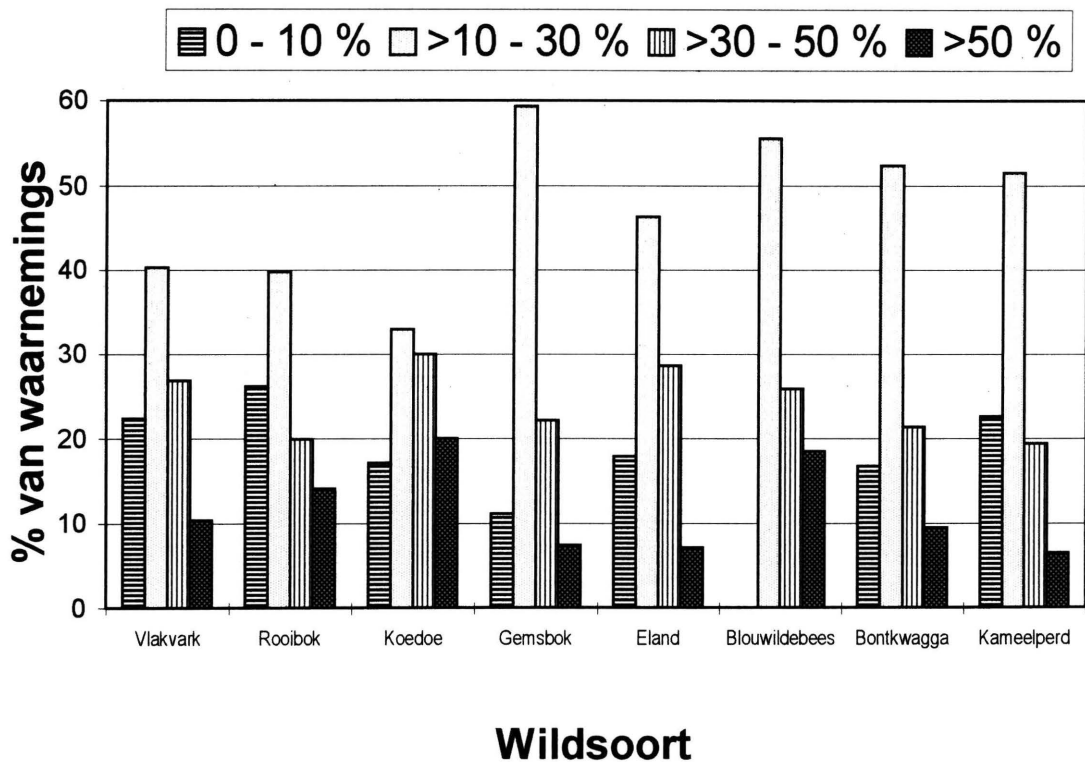
**Figuur 31:** Die voorkoms van agt wildsoorte by verskillende boomdigthede op die Messina-proefplaas in die Noordelike Provinsie. 'n Chi-kwadraattoets is gebruik om die nul-hipotese te toets van geen verskil in die voorkeure van die wildsoorte vir die onderskeie boomdigtheidskategorieë (kategorieë aangedui as individue ha<sup>-1</sup> bokant grafiek).

$P < 0.05$ ;  $n = 552$ ;  $\chi^2 = 70.251$ ;  $\text{vryheidsgrade} = 21$



**Figuur 32:** Die voorkoms van agt wildsoorte by verskillende struikdigthede op die Messina-proefplaas in die Noordelike Provinsie. 'n Chi-kwadraattoets is gebruik om die nul-hipotese te toets van geen verskil in die voorkeure van die wildsoorte vir die onderskeie struikdigtheidskategorieë (kategorieë aangedui as individue ha<sup>-1</sup> bokant grafiek).

$P < 0.05$ ;  $n = 549$ ;  $\chi^2 = 36.176$ ; vryheidsgrade = 21



**Figuur 33:** Die voorkoms van agt wildsoorte by verskillende kroonverspreidingsbedekkings van gras op die Messina-proefplaas in die Noordelike Provinsie. 'n Chi-kwadraattoets is gebruik om die nul-hipotese te toets van geen verskil in die voorkeure van die wildsoorte vir die onderskeie kroonverspreidingsbedekkingkategorieë (kategorieë aangedui in % bokant grafiek).  $P > 0.05$ ;  $n = 553$ ;  $\chi^2 = 31.927$ ; vryheidsgrade = 21



### Kroonverspreidingsbedekking: nie-grasagtige kruide

Al die wildsoorte kom hoofsaaklik voor by 'n kruid kroonverspreidingsbedekking van 0 tot 5 % (Figuur 34). Vlakvarke en gemsbokke toon ook voorkeure vir areas met 'n kruid kroonverspreidingsbedekking van meer as 10 % (Figuur 34), terwyl rooibokke ook voorkeure toon vir areas met 'n relatief hoë kruid kroonverspreidingsbedekking (Figuur 25). Blouwildebeeste vermy areas met 'n hoë (> 5 %) kruid kroonverspreidingsbedekking meer as enige van die ander wildsoorte (Figure 25 & 34).

### Kroonverspreidingsbedekking: Struik

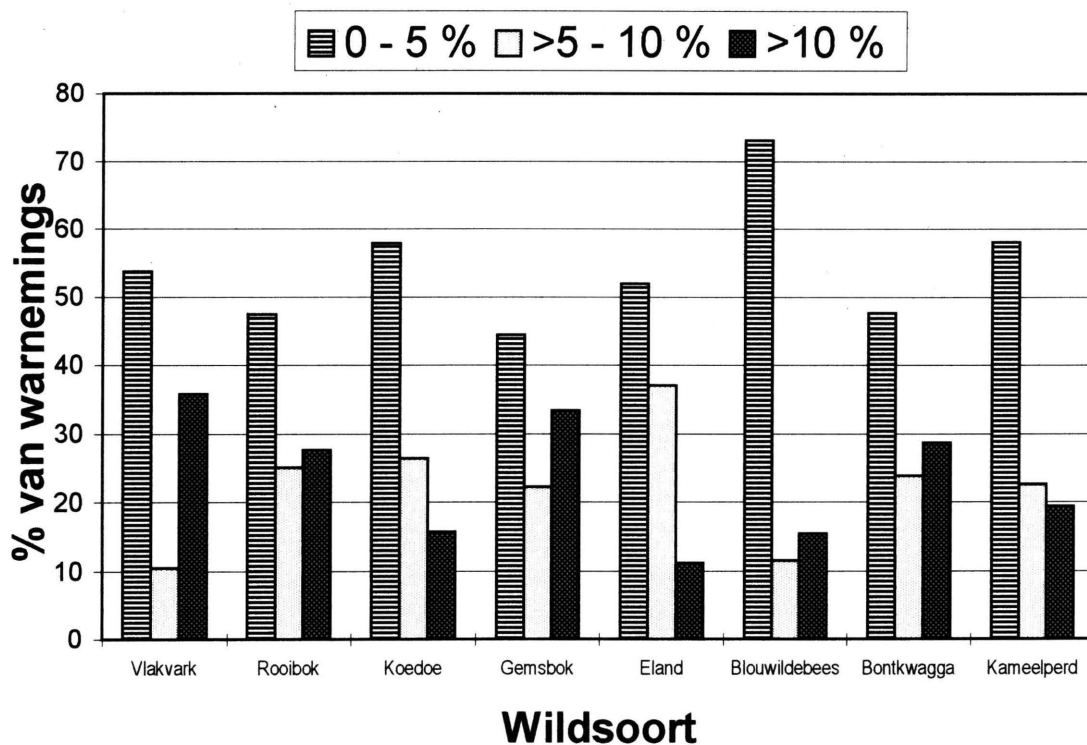
Die voorkoms van die wildsoorte verskil nie betekenisvol by die verskillende kroonverspreidingsbedekkings van struik nie ( $P > 0.05$ ). Die kroonverspreidingsbedekkings van struik dra dus nie by tot die ekologiese skeiding van wildsoorte op die Messina-proefplaas. Die agt wildsoorte word in die huidige studie meestal aangetref in areas met 'n struik kroonverspreidingsbedekking van 0 tot 5 % (Figuur 35).

### Kroonverspreidingsbedekking: Bome

Vlakvarke, bontkwaggas en tot 'n mindere mate rooibokke, verkies areas met 'n boom kroonverspreidingsbedekking van 10 tot 30 % (Figuur 36). Koedoes toon die grootste voorkeur vir areas met 'n hoë boom kroonverspreidingsbedekking (meer as 30 %) (Figure 25 en 36). Gemsbokke, elande, kameelperde en tot 'n mindere mate blouwildebeeste, word geassosieer met areas met 'n lae boom kroonverspreidingsbedekking (Figuur 36). Kameelperde, blouwildebeeste en bontkwaggas toon die grootste afkeur vir areas met 'n hoë boom kroonverspreidingsbedekking (Figuur 36).

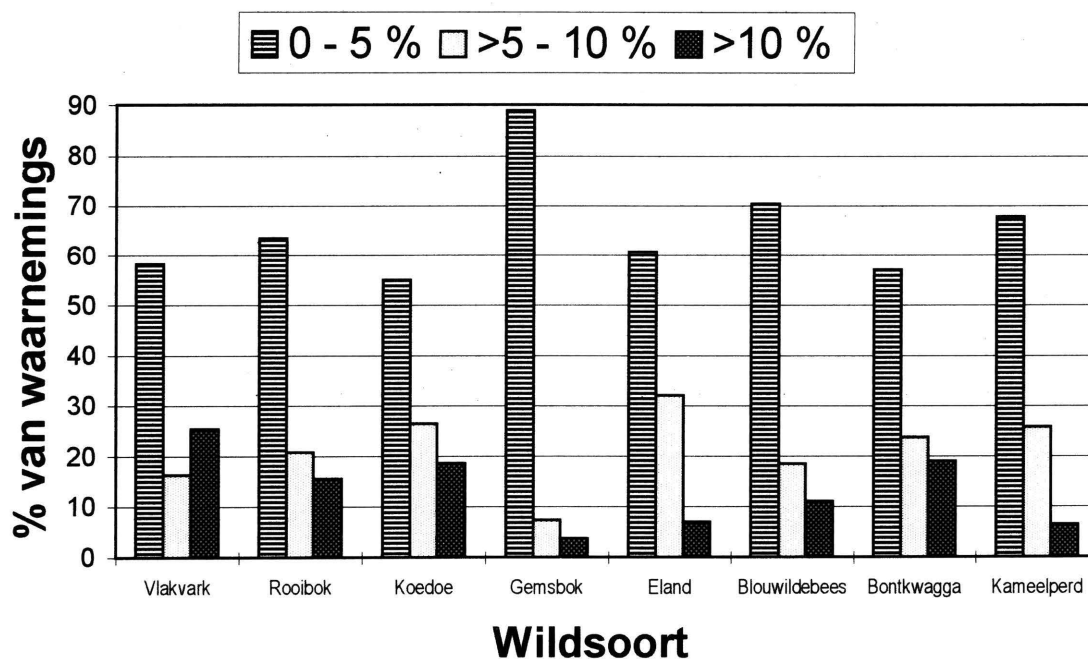
### Veldtoestandtelling

Al die wildsoorte kom hoofsaaklik voor in gebiede met 'n veldtoestandtelling van 200 tot 400 (Figuur 37). Rooibokke en vlakvarke toon die grootste voorkeur vir gebiede met 'n lae veldtoestandtelling, terwyl koedoes en bontkwaggas die grootste voorkeur toon vir areas met 'n hoë veldtoestandtelling (Figuur 37). Kameelperde toon die grootste afkeur vir gebiede met 'n lae veldtoestandtelling (Figuur 37).



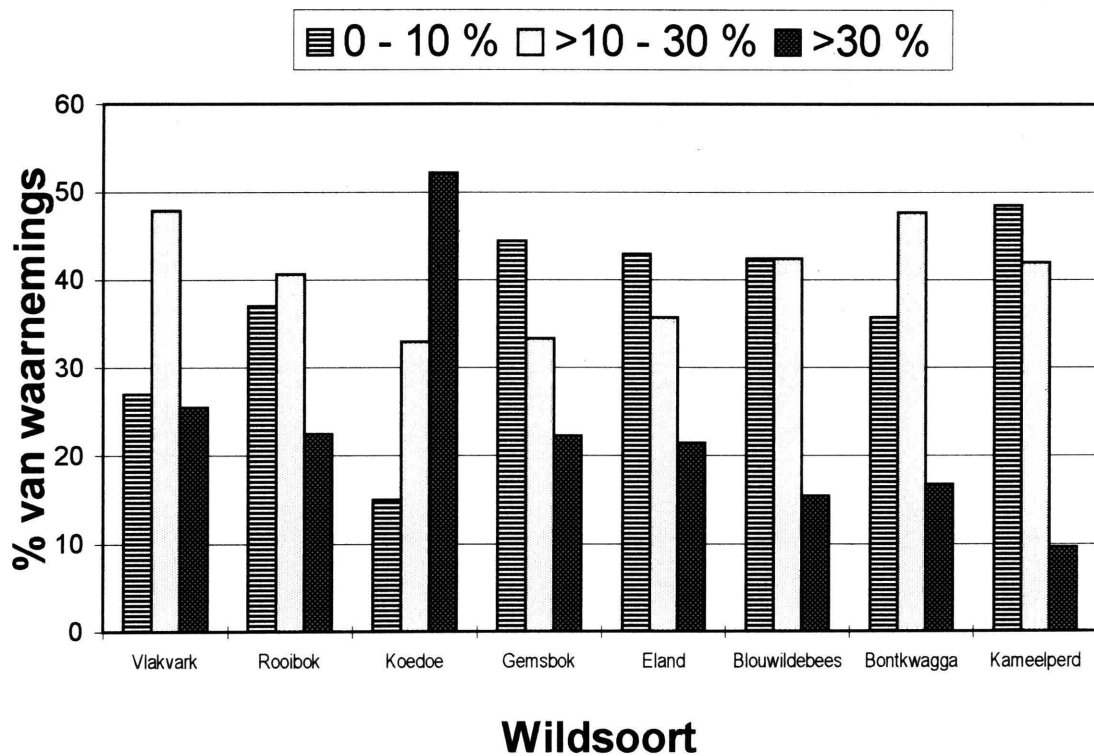
**Figuur 34:** Die voorkoms van agt wildsoorte by verskillende kroonverspreidingsbedekkings van nie-grasagtige kruide op die Messina-proefplaas in die Noordelike Provinsie. 'n Chi-kwadraattoets is gebruik om die nul-hipotese te toets van geen verskil in die voorkeure van die wildsoorte vir die onderskeie kroonverspreidings-bedekkingskategorieë (kategorieë aangedui in % bokant grafiek).

$P < 0.05$ ;  $n = 552$ ;  $\chi^2 = 27.082$ ; vryheidsgrade = 14



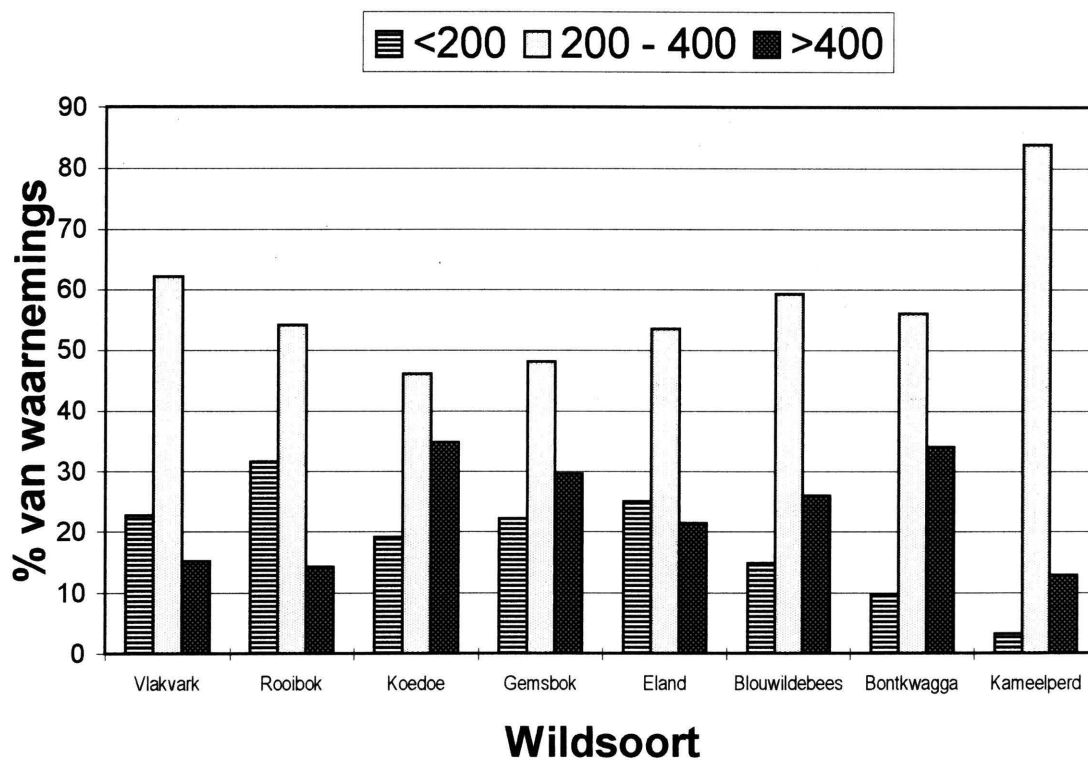
**Figuur 35:** Die voorkoms van agt wildsoorte by verskillende kroonverspreidingsbedekkings van struik op die Messina-proefplaas in die Noordelike Provinsie. 'n Chi-kwadraattoets is gebruik om die nul-hipotese te toets van geen verskil in die voorkeure van die wildsoorte vir die onderskeie kroonverspreidingsbedekkingskategorieë (kategorieë aangedui in % bokant grafiek).

$P > 0.05$ ;  $n = 554$ ;  $\chi^2 = 22.343$ ; vryheidsgrade = 14



**Figuur 36:** Die voorkoms van agt wildsoorte by verskillende kroonverspreidingsbedekkings van bome op die Messina-proefplaas in die Noordelike Provinsie. 'n Chi-kwadraattoets is gebruik om die nul-hipotese te toets van geen verskil in die voorkeure van die wildsoorte vir die onderskeie kroonverspreidingsbedekkingskategorieë (kategorieë aangedui in % bokant grafiek).

$P < 0.05$ ;  $n = 553$ ;  $\chi^2 = 63.009$ ; vryheidsgrade = 14



**Figuur 37:** Die voorkoms van agt wildsoorte op die Messina-proefplaas in die Noordelike provinsie, by verskillende veldtoestande, bereken as 'n telling volgens 'n weidingswaardemetode. 'n Chi-kwadraattoets is gebruik om die nul-hipotese te toets van geen verskil in die voorkeure van die wildsoorte vir die onderskeie veldtoestandkategorieë (kategorieë word aangedui bokant grafiek).

$P < 0.05$ ;  $n = 551$ ;  $\chi^2 = 45.365$ ; vryheidsgrade = 14

### Grashoogte

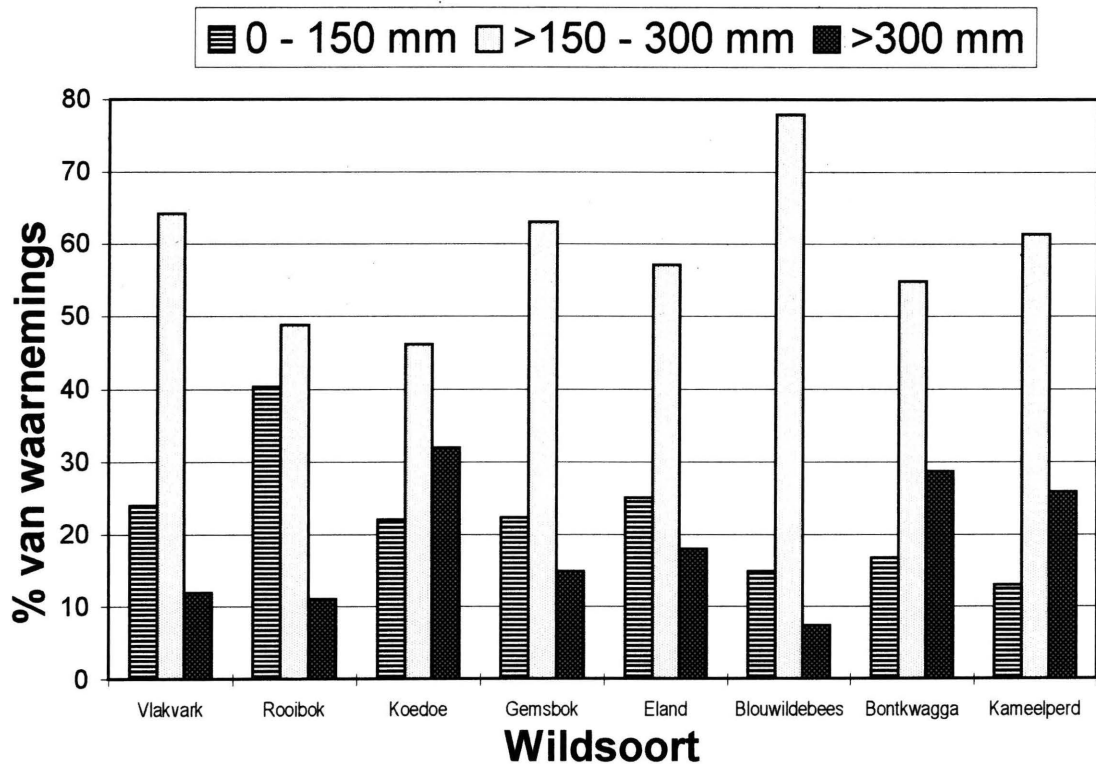
Ten spyte daarvan dat al die wildsoorte hoofsaaklik voorkom by 'n grashoogte van 150 tot 300 mm, het die voorkoms van die verskillende wildsoorte nogtans betekenisvol verskil ( $P < 0.05$ ). In vergelyking met die ander wildsoorte het rooibokke die grootste voorkeur vir kortgras (0-150 mm) getoon (Figure 25 & 38). Wentzel (1990) het in die Nasionale Krugerwildtuin gevind dat rooibokke hoofsaaklik wei in areas met 'n grashoogte van 51 tot 100 mm. Volgens Hirst (1975) verkies rooibokke in die Timbavati Privaat Natuurreservaat gebiede met kortgras. Vlakvarke het ook dikwels in gebiede met kortgras voorgekom (Figuur 25) en dit stem ook ooreen met die bevinding van Hirst (1975). Koedoes en tot 'n mindere mate bontkwaggas en kameelperde het die grootste relatiewe voorkeur vir areas met langgras ( $> 300$  mm) getoon (Figuur 38). In vergelyking met die ander wildsoorte in die huidige studie, is blouwildebeeste die minste waargeneem in areas met langgras. (Figuur 38). Volgens Wentzel (1990) wei blouwildebeeste in die Nasionale Krugerwildtuin veral in gebiede met grashoogtes van 51 tot 100 mm.

### Kroonbedekking van houtagtige plante: $< 2$ m

Die voorkoms van die wildsoorte in die huidige studie, verskil nie betekenisvol by die verskillende kategorieë van kroonbedekking van houtagtige plante korter as 2 m nie ( $P > 0.05$ ). Die kroonbedekking van houtagtige plante korter as 2 m, dra gevolglik nie by tot die ekologiese skeiding tussen die wildsoorte in die studiegebied nie. Al die wildsoorte in die huidige studie kom hoofsaaklik voor in areas waar die kroonbedekking van houtagtige plante korter as 2 m, minder as 5 % is (Figuur 39).

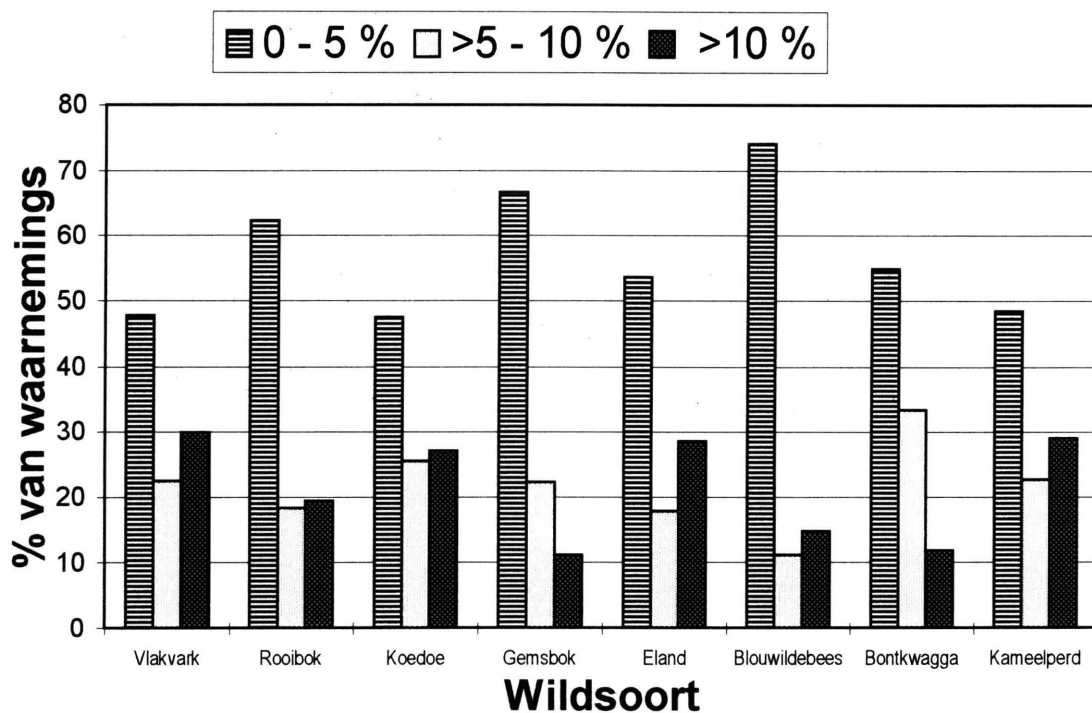
### Kroonbedekking van houtagtige plante: 2 tot 6 m

Vlakvarke, rooibokke en koedoes kom meestal voor in gebiede met 'n kroonbedekking van 20 tot 40 % (Figuur 40). In vergelyking met die ander wildsoorte toon koedoes die grootste voorkeur vir areas met 'n hoë kroonbedekking (Figure 25 & 40). Gembokke, elande, blouwildebeeste, bontkwaggas en kameelperde het gebiede met 'n kroonbedekking van 10 tot 20 % verkies. Blouwildebeeste en kameelperde het gebiede met 'n hoë kroonbedekking ( $> 40$  %), die meeste vermy (Figuur 40).



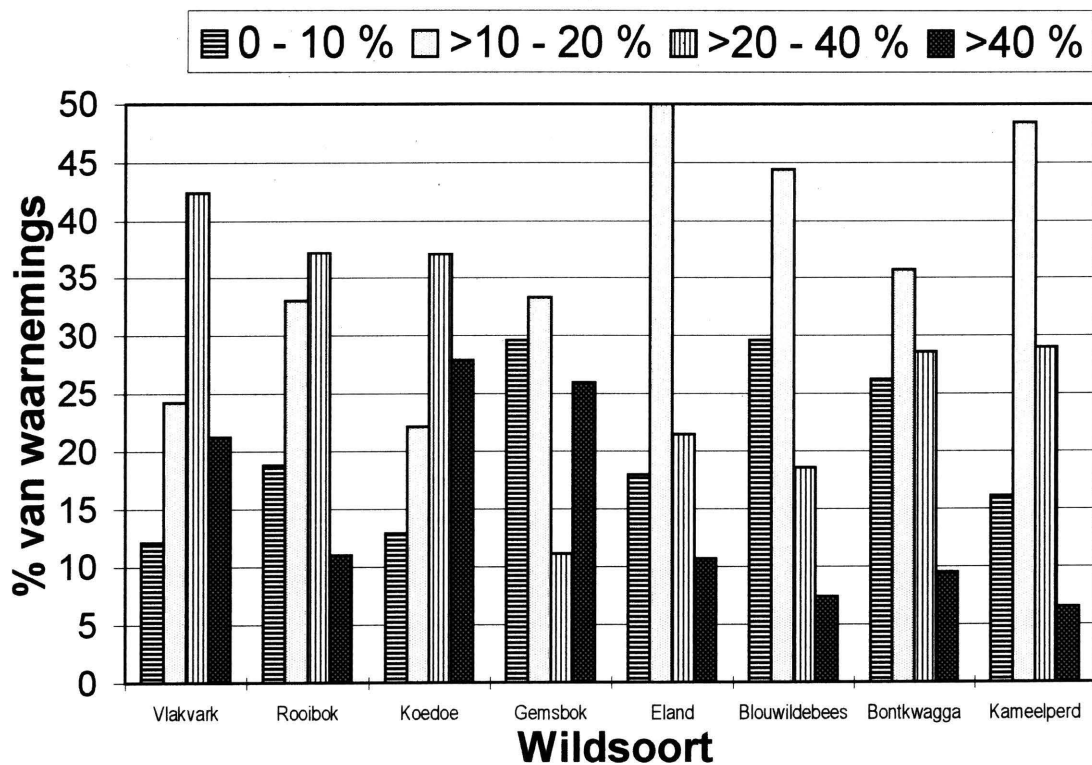
**Figuur 38:** Die voorkoms van agt wildsoorte by verskillende grashoogtes op die Messina-proefplaas in die Noordelike Provinsie. 'n Chi-kwadraattoets is gebruik om die nul-hipotese te toets van geen verskil in die voorkeure van die wildsoorte vir die onderskeie grashoogtekategorieë (kategorieë aangedui in mm bokant grafiek).

$P < 0.05$ ;  $n = 554$ ;  $\chi^2 = 52.577$ ; vryheidsgrade = 14



**Figuur 39:** Die voorkoms van agt wildsoorte by verskillende kroonbedekkings van houtagtige plante korter as 2 m op die Messina-proefplaas in die Noordelike Provinsie. 'n Chi-kwadraattoets is gebruik om die nul-hipotese te toets van geen verskil in die voorkeure van die wildsoorte vir die onderskeie kroonbedekkingskategorieë (kategorieë aangedui as % bokant grafiek).  $P > 0.05$ ;  $n = 554$ ;  $\chi^2 = 21.764$ ; vryheidsgrade = 14





**Figuur 40:** Die voorkoms van agt wildsoorte by verskillende kroonbedekkings van houtagtige plante tussen 2 en 6 m hoogte op die Messina-proefplaas in die Noordelike Provinsie. 'n Chi-kwadraattoets is gebruik om die nul-hipotese te toets van geen verskil in die voorkeure van die wildsoorte vir die onderskeie kroonbedekkingskategorieë (kategorieë aangedui as % bokant grafiek).  $P < 0.05$ ;  $n = 552$ ;  $\chi^2 = 53.712$ ; vryheidsgrade = 21

### Kroonbedekking van houtagtige plante: > 6 m

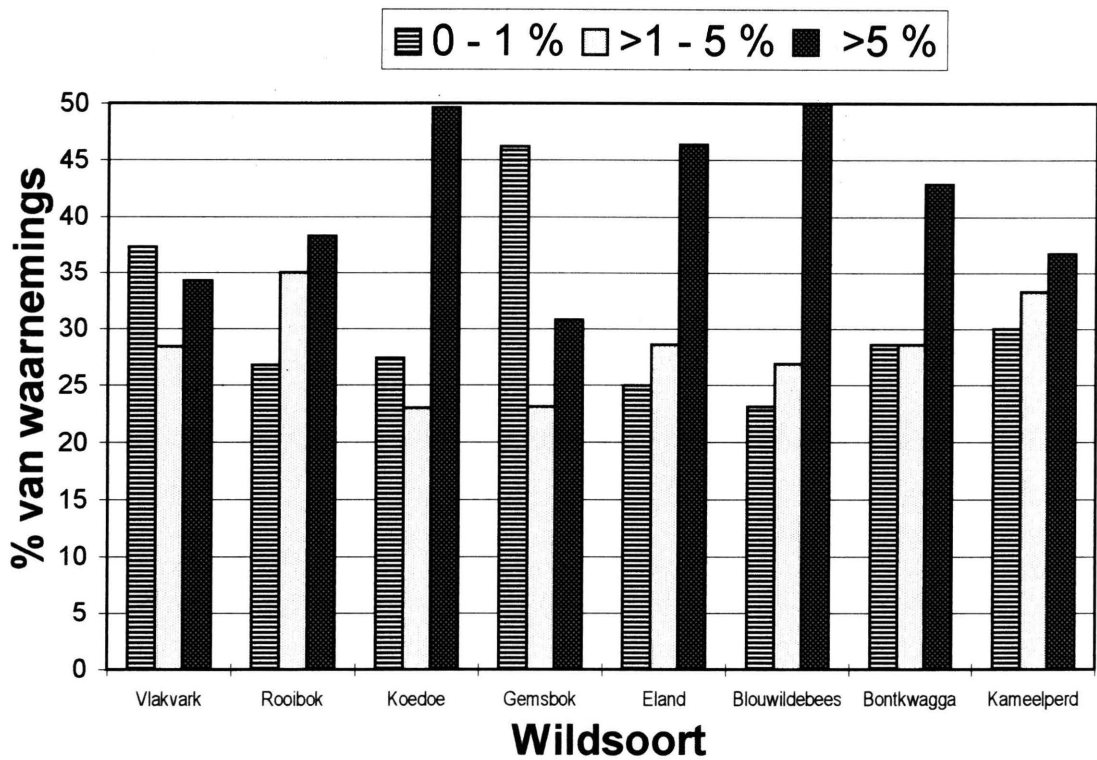
Die voorkoms van die verskillende wildsoorte verskil nie betekenisvol vir die verskillende kategorieë nie ( $P > 0.05$ ). Die kroonbedekking van houtagtige plante korter as 6 m, dra gevolglik nie by tot die ekologiese skeiding tussen die wildsoorte in die studiegebied nie. Gemsbokke en vlakvarke verkies areas met 'n kroonbedekking van 0 tot 1 % (Figuur 41). Al die ander wildsoorte verkies gebiede met 'n kroonbedekking van meer as 5 % (Figuur 41).

### Afstand na water

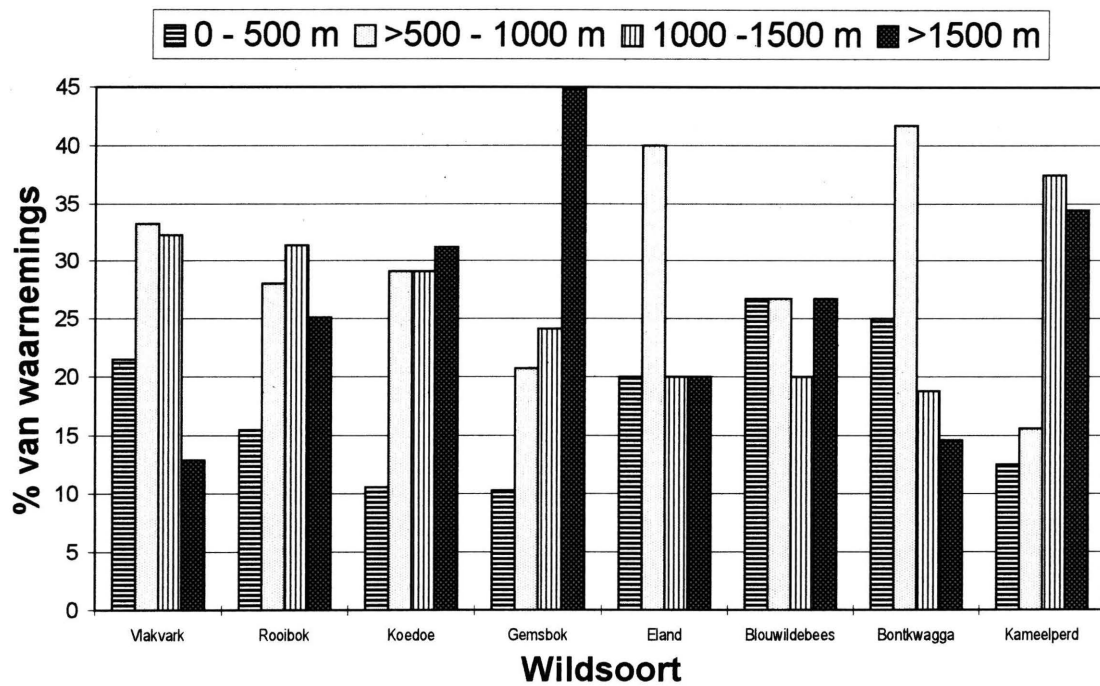
Vlakvarke, elande en bontkwaggas kom meestal voor in areas meer as 500 m, maar nader as 1 000 m, vanaf water (Figuur 42). Wentzel (1990) het in die Nasionale Krugerwildtuin gevind dat vlakvarke meestal wei in gebiede wat 500 tot 1 000 m vanaf water is. Volgens Western (1975) word die verspreiding van vlakvarke bepaal deur die beskikbaarheid van water.

Rooibokke en kameelperde het meestal voorgekom in gebiede 1 000 tot 1 500 m vanaf water (Figuur 42). Wentzel (1990) het in die Nasionale Krugerwildtuin gevind dat rooibokke meestal aangetref word in gebiede wat 1 tot 2 km vanaf die naaste drinkwater geleë is. Volgens Young (1972) kom meer as 50 % van die rooibokke in die Nasionale Krugerwildtuin binne 1.6 km vanaf water voor. Western (1975) het gevind dat 89 % van die rooibokke in die Amboselikom in Kenia nader as 2 km vanaf water voorkom.

Koedoes en veral gemsbokke, is op die Messina-proefplaas meestal aangetref in gebiede verder as 1 500 m vanaf water (Figure 25 & 42). Wentzel (1990) het in die Nasionale Krugerwildtuin koedoes hoofsaaklik verder as 3 km vanaf water gevind. Pienaar (1963) het ook in die Nasionale Krugerwildtuin gevind dat koedoes, veral in die wintermaande, ver vanaf beskikbare drinkwater aangetref word. Blouwildebeeste is op alle afstandsintervalle vanaf die water aangetref (Figuur 42). Volgens Berry (1980), soos aangehaal deur Wentzel (1990), is blouwildebeeste in die Nasionale Etoshawildtuin waterafhanklik en drink hulle daaglik.



**Figuur 41:** Die voorkoms van agt wildsoorte by verskillende kroonbedekkings van houtagtige plante hoër as 6 m op die Messina-proefplaas in die Noordelike Provinsie. 'n Chi-kwadraattoets is gebruik om die nul-hipotese te toets van geen verskil in die voorkeure van die wildsoorte vir die onderskeie kroonbedekkingskategorieë (kategorieë aangedui as % bokant grafiek).  $P > 0.05$ ;  $n = 537$ ;  $\chi^2 = 14.525$ ; vryheidsgrade = 14



**Figuur 42:** Die voorkoms van agt wildsoorte op verskillende afstandintervalle vanaf water op die Messina-proefplaas in die Noordelike Provinsie. 'n Chi-kwadraattoets is gebruik om die nul-hipotese te toets van geen verskil in die voorkeure van die wildsoorte vir die onderskeie water-afstandskategorieë (kategorieë aangedui in m bokant grafiek).

$P < 0.05$ ;  $n = 722$ ;  $\chi^2 = 39.521$ ; vryheidsgrade = 21

### Ander diere

Die persentasie waarnemings van waar twee of meer verskillende wildsoorte by een lokaliteit waargeneem is, verskil betekenisvol vir die onderskeie wildsoorte in die huidige studie ( $P < 0.05$ ). Bontkwaggas toon die relatief grootste voorkeur om in die teenwoordigheid van 'n ander wildsoort te wees (Figuur 43). Kameelperde word die minste met ander wildsoorte geassosieer.

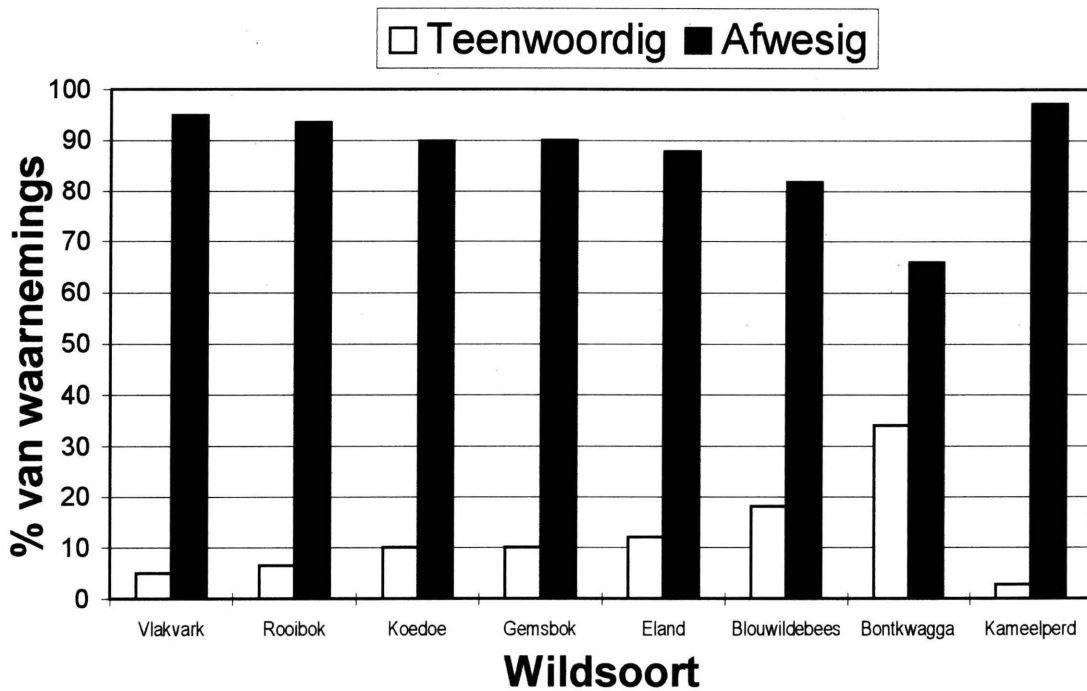
### Ekotoon

Die voorkoms van die verskillende wildsoorte in oorgangsgebiede tussen plantgemeenskappe verskil nie betekenisvol nie ( $P > 0.05$ ). Wildsoorte se voorkeure vir ekotone dra dus nie by tot ekologiese skeiding van die wildsoorte op die Messina-proefplaas nie. Relatief tot die ander wildsoorte word gemsbokke, elande en kameelperde die meeste in ekotone aangetref (Figuur 44). Volgens Pienaar (1974) is rooibokke, swartwitpense en steenbokke wildsoorte wat dikwels in oorgangsgebiede tussen plantgemeenskappe aangetref word.

### GEVOLGTREKKINGS

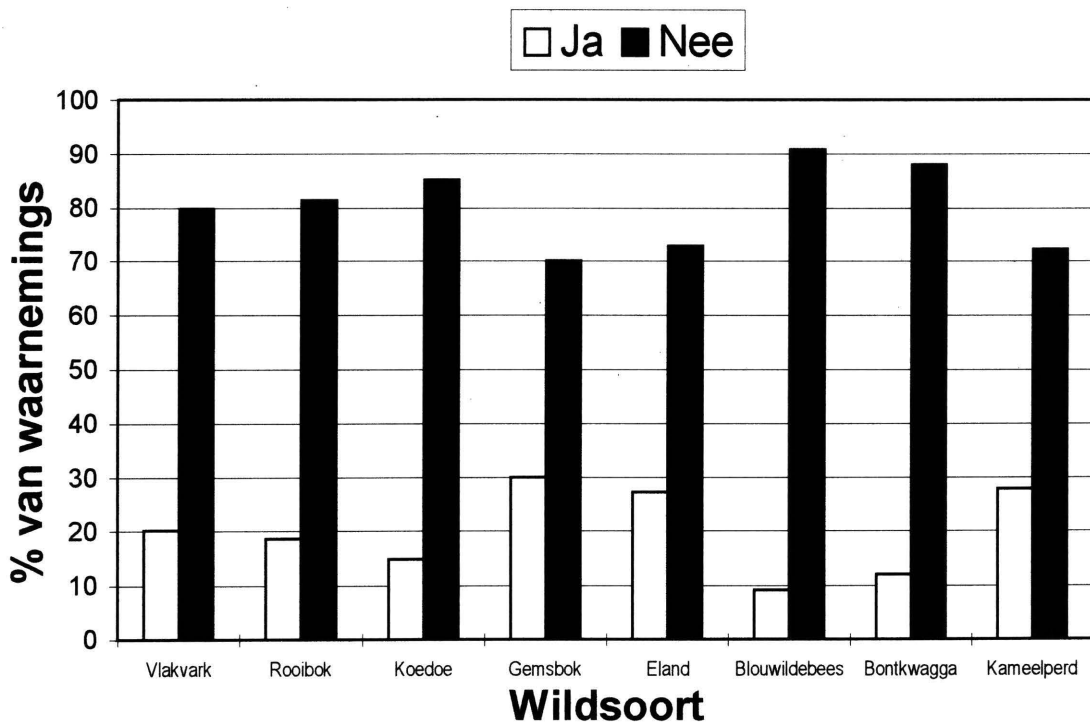
Die voorkoms van die wildsoorte verskil betekenisvol vir 14 van die 20 omgewingseienskappe wat aangeteken is ( $p < 0.05$ ) en hierdie 14 omgewingseienskappe dra dus by tot die ekologiese skeiding van groot herbivore op die Messina-proefplaas. Alhoewel dit nie statisties getoets kon word nie, is daar ooglopende verskille in die plantgemeenskapsvoorkeure van die wildsoorte. Volgens Figuur 24 assosieer die wildsoorte soos volg met die plantgemeenskappe op die Messina-proefplaas:

- Kameelperde, *Hyphaene coriacea-Eragrostis rotifer* kort, yl boomveld en *Monechma divaricatum - Colophospermum mopane* lae woud gemeenskappe;
- Blouwildebeeste en gemsbokke, *Mariscus rehmannianus - Colophospermum mopane* lae, geslote boomveld;
- Bontkwaggas en elande, *Kirkia acuminata - Enneapogon cenchroides* kort, geslote boomveld;
- Vlakvarke, rooibokke en koedoes, *Blepharis diversispina - Combretum apiculatum* lae, geslote boomveld, asook die *Tricholaena monachne - Commiphora tenuipetiolata* lae ruigte.



**Figuur 43:** Die voorkoms van agt wildsoorte waar ander groot herbivore teenwoordig was op die Messina-proefplaas in die Noordelike Provinsie. 'n Chi-kwadraattoets is gebruik om die nul-hipotese te toets van geen verskil in die voorkeure van die wildsoorte vir die teenwoordigheid of afwesigheid van 'n ander wildsoort.

$P < 0.05$ ;  $n = 767$ ;  $\chi^2 = 44.070$ ; vryheidsgrade = 7



**Figuur 44:** Die voorkoms van agt wildsoorte in die oorgangsgebiede tussen plantgemeenskappe op die Messina-proefplaas in die Noordelike Provinsie. 'n Chi-kwadraattoets is gebruik om die nul-hipotese te toets van geen verskil in die voorkeure van die wildsoorte vir 'n ekotoon.  $P > 0.05$ ;  $n = 767$ ;  $\chi^2 = 11.777$ ; vryheidsgrade = 7

Ten opsigte van die ander omgewingseienskappe (Figuur 25), assosieer die verskillende wildsoorte in die volgende vier groepe:

- 1) vlakvarke en rooibokke,
- 2) bontkwaggas, elande en blouwildebeeste,
- 3) gemsbokke en kameelperde,
- 4) koedoes.

Die verskillende groepe (kombinasies van wildsoorte) verskil ten opsigte van plantgemeenskapsvoorkeure en voorkeure vir ander omgewingseienskappe. Skeiding tussen wildsoorte wat moontlik dieselfde plantgemeenskap verkies, word dus bewerkstellig deur verskille in voorkeure vir die ander omgewingseienskappe. In die huidige studie kom geen skeiding in terme van habitatseleksie voor tussen vlakvarke en rooibokke, asook tussen bontkwaggas en elande nie.

Volgens Figure 23 tot 44 word die wildsoorte in die huidige studie met die volgende omgewingseienskappe geassosieer:

#### Blouwildebees

- *Mariscus rehmannianus* - *Colophospermum mopane* lae, geslote boomveld
- Helling 0 - 1°
- Klipbedekking < 1 %
- Matig beweide kruidstratum
- > 2 m vanaf skadu
- < 300 bome per ha
- < 250 struik per ha
- Boomkroonverspreidingsbedekking < 30 %
- 0 - 20 % kroonbedekking van houtagtige plante 2 - 6 m hoog

#### Bontkwagga

- *Kirkia acuminata* - *Enneapogon cenchroides* kort, geslote boomveld
- Helling 0 - 1°
- Klipbedekking < 1 %



- Matig beweide kruidstratum
- 0 - 6 m vanaf skadu
- < 150 bome per ha
- > 250 - 500 struik per ha
- Boomkroonverspreidingsbedekking > 10 - 30 %
- > 10 - 20 % kroonbedekking van houtagtige plante 2 - 6 m hoog
- Gebiede > 500 - 1 500 m vanaf wate

#### Eland

- *Kirkia acuminata* - *Enneapogon cenchroides* kort, geslote boomveld
- Helling 0 - 1°
- Klipbedekking < 30 %
- Lig beweide kruidstratum
- 0 - 6 m vanaf skadu
- < 300 bome per ha
- > 250 - 500 struik per ha
- Boomkroonverspreidingsbedekking < 10 %
- > 10 - 20 % kroonbedekking van houtagtige plante 2 - 6 m hoog
- Gebiede > 500 - 1 500 m vanaf water

#### Gemsbok

- *Hyphaene coriacea* - *Eragrostis rotifer* kort, yl boomveld en *Monechma divaricatum* - *Colophospermum mopane* lae woud gemeenskappe.
- Helling 0 - 1°
- Klipbedekking < 1 %
- Lig beweide kruidstratum
- 0 - 6 m vanaf skadu
- < 300 bome per ha
- < 250 struik per ha
- Boomkroonverspreidingsbedekking < 10 %
- 0 - 20 % kroonbedekking van houtagtige plante 2 - 6 m hoog
- Gebiede > 1 500 m vanaf water

### Kameelperd

- *Mariscus rehmannianus* - *Colophospermum mopane* lae, geslote boomveld
- Helling 0 - 1°
- Klipbedekking < 1 %
- Matig beweide kruidstratum
- >6 m vanaf skadu
- < 150 bome per ha
- < 750 struik per ha
- Boomkroonverspreidingsbedekking < 30 %
- > 10 - 40 % kroonbedekking van houtagtige plante 2 - 6 m hoog
- Gebiede > 1 000 - 1 500 m vanaf water

### Koedoe

- *Geigeria acaulis* variant
- Helling 1 - 3°
- Klipbedekking >1 - 30 %
- Lig beweide kruidstratum
- 0 - 2 m vanaf skadu
- >150 - 500 bome per ha
- > 250 - 500 struik per ha
- Boomkroonverspreidingsbedekking > 30 %
- > 20 % kroonbedekking van houtagtige plante 2 - 6 m hoog
- Gebiede > 1 500 m vanaf water

### Rooibok

- *Geigeria acaulis* variant
- Helling 1 - 3°
- Klipbedekking >1 - 30 %
- Matig beweide kruidstratum
- 0 - 6 m vanaf skadu
- < 300 bome per ha
- > 250 - 500 struik per ha

- Boomkroonverspreidingsbedekking < 30 %
- > 10 - 40 % kroonbedekking van houtagtige plante 2 - 6 m hoog
- Gebiede > 500 - 1 500 m vanaf water

#### Vlakvark

- *Kirkia acuminata* - *Enneapogon cenchroides* kort, geslote boomveld en *Geigeria acaulis* variant
- Helling 0 - 1°
- Klipbedekking < 1 %
- Matig beweide kruidstratum
- 0 - 2 m vanaf skadu
- > 150 - 300 bome per ha
- < 500 struik per ha
- Boomkroonverspreidingsbedekking > 10 - 30 %
- > 20 - 40 % kroonbedekking van houtagtige plante 2 - 6 m hoog
- Gebiede > 500 - 1 000 m vanaf water

## HOOFSTUK 8

### EKOLOGIESE SKEIDING

#### INLEIDING

Een van die uitstaande kenmerke van die dierelewe van Afrika is die verskeidenheid in groot herbivore. Die verskillende herbivore het ontwikkel as 'n geïntegreerde kompleks waardeur die beskikbare plantegroei optimaal benut word. Dit is 'n kenmerkende eienskap van evolusie dat spesies differensieer tot op 'n vlak waar hulle so min as moontlik oorvleuel [Fraser-Darling (1960) soos aangehaal deur Pienaar (1974)].

Verskillende diersoorte is ekologies geskei indien 'n geografiese gebied gedeel word sonder dat tussenspesiekompetisie teenwoordig is. Kompetisie verwys na die benutting van 'n hulpbron deur 'n individu of spesie, op so 'n wyse dat dit die beskikbaarheid van die hulpbron vir 'n ander individu of spesie verminder (Dunbar 1978). Verskille in habitatvoorkeure, dieet en aktiwiteitspatroon is belangrike vorms van ekologiese skeiding tussen herbivore. Vroeë voorstanders van wildboerdery was dan ook op grond hiervan van mening dat in 'n goed gebalanseerde wildproduksiestelsel, die betrokke wildsoorte se dieet nie sal oorvleuel nie en dit gevolglik sal lei tot 'n eweredige benutting van die plantegroei en maksimale diereproduksie. Dit het aanleiding gegee tot 'n teorie dat wild teen groter digthede as vee aangehou kan word en gevolglik 'n hoër sekondêre produksie sal lewer. Dit blyk uit die stelling van Roth (1966) soos aangehaal deur Walker (1976) "...it is evident that the African rangelands carry several times as much multispecies game biomass than cattle liveweight without range depletion". Bothma & Ebedes (1988) is van mening dat die graad van oorvleueling tussen wildsoorte op 'n wildplaas waarskynlik groter is as die graad van skeiding. Volgens Walker (1976) is dit nie die rigiede nie-oorvleuelende diëte van verskillende wildsoorte nie, maar eerder die groot mate van oorvleueling en buigsaamheid wat stabiliteit aan 'n ekosisteem verleen.

Lamprey (1963) het die term ekologiese skeiding gebruik om die meganisme te beskryf waardeur kompetisie tussen groot herbivore in die Tarangire wildtuin in Tanzanië beperk word. Ekologiese skeiding is daar bewerkstellig deur verskille in gebieds- en

seisoenale verspreiding, asook verskillende weigewoontes van die wildsoorte (Lamprey 1963). Volgens Hirst (1975) is die ruimtelike verspreiding (gebiedskeiding), van herbivore in die Timbavati Privaat Natuureservaat, die belangrikste meganisme waardeur kompetisie vermy word.

In hierdie hoofstuk word die seisoenale oorvleueling in plantgemeenskapsvoorkeure van die verskillende wildsoorte op die Messina-proefplaas ondersoek. Die ekologiese skeiding tussen die wildsoorte is ook verder gekwantifiseer deur die berekening van kompetisiekoeffisiënte. Hierdie kompetisiekoeffisiënte (ekologiese skeiding) is gebruik om 'n vervangingswaarde vir elke wildsoorte in terme van 'n grootvee-eenheid en/of 'n blaarvretereenheid te bereken.

## METODES

Die seisoenale waarnemings van die verskillende wildsoorte in die onderskeie plantgemeenskappe (Hoofstuk 7), is met behulp van ooreenstemmingsanalise ontleed en 'n grafiese voorstelling is verkry van die skeiding tussen die wildsoorte in die verskillende seisoene.

Die oorvleueling in habitatseleksie van die verskillende wildsoorte is bereken as:

$O_{ab} = w_{ia} - w_{ib}$ ; waar  $O_{ab}$  = oorvleueling tussen spesie a en spesie b;  $w_{ia}$  = waarnemingsfrekwensie van spesie a by omgewingseienskap i; en  $w_{ib}$  = waarnemingsfrekwensie van spesie b by omgewingseienskap i.

As byvoorbeeld 15 % van die rooibok waarnemings en 10 % van die koedoe waarnemings in plantgemeenskap 5 was, sou die oorvleueling ( $O_i$ ) tussen rooibokke en koedoes ten opsigte van plantgemeenskap 5, 10 % wees. Die totale oorvleueling vir omgewingseienskappe is bereken as die som van die oorvleuelings vir elke omgewingseienskap in die bepaalde tydperk, oftewel

$$\sum_{i=1}^n O_i$$

waar  $n$  = aantal omgewingseienskappe (kyk ook Anthony & Smith 1977; Wydeven & Dahlgren 1985). Die oorvleueling vir plantgemeenskappe en vir die ander omgewingseienskappe is afsonderlik bereken.

Die oorvleuelingswaardes vir plantgemeenskapsvoorkeure, voorkeure vir die ander omgewingseienskappe en dieetvoorkeure (% gras- en blaarmateriaal in dieet en weihoogte), is uitgedruk as indekse ( $O_i / 100$ ) en gebruik om kompetisiekoëffisiënte ( $\alpha$ ) (May 1975; Anthony & Smith 1977), tussen die verskillende wildsoorte te bereken. In die afwesigheid van empiriese data, betreffende die dieet van wilde herbivore in die Mopanieveld, is 'n beraming van die persentasie gras- en blaarmateriaal in die dieet van die wildsoorte in die huidige studie gemaak. Hierdie beramings berus op subjektiewe waarnemings, asook toepaslike inligting vanuit Snyman (1989) naamlik:

<u>Wildsoort</u>	<u>% Grasmateriaal</u>	<u>% Blaarmateriaal</u>	<u>Maksimum weihoogte (m)</u>
Blouwildebees	100	0	
Bontkwagga	100	0	
Vlakovark	100	0	
Rooibok	50	50	1.5
Gemsbok	70	30	1.8
Eland	30	70	2.4
Koedoe	0	100	2.0
Kameelperd	0	100	5.0

Die metode waarvolgens  $\alpha$  bereken word, hang af van die verwantskap (afhanklik of onafhanklik) van die verskillende hulpbronne (May 1975). Wanneer die hulpbronne onafhanklik is, is die kompetisiekoëffisiënt die produk van die individuele eendimensionele koëffisiënte. Waar die hulpbronne egter afhanklik is, is die totale kompetisiekoëffisiënt die gemiddeld van die individuele eendimensionele koëffisiënte. In hierdie studie is plantgemeenskappe en die ander omgewingseienskappe nie volledig afhanklik of onafhanklik nie. “Sommering  $\alpha$ ” sal daarom die boonste limiet van die werklike “multidimensionele  $\alpha$ ” wees en “produk  $\alpha$ ” sou 'n konserwatiewe beraming van die kompetisie wees (May 1975).

Om 'n oorvleuelingskoëffisiënt vir habitatvoorkeure in die huidige studie te bepaal, is sommering  $\alpha$  bereken (gemiddeld van die oorvleuelingsindeks vir plantgemeenskappe en die oorvleuelingsindeks vir die ander omgewingseienskappe). Die produk van die oorvleuelingsindeks vir dieetsamestelling (% gras- en blaarmateriaal) en die oorvleuelingsindeks vir weihoogte, het 'n oorvleuelingskoëffisiënt vir dieet gegee. Vir grasvreters is daar nie onderskeid getref tussen byvoorbeeld selektiewe weiers en ruvoer vreters nie en is die oorvleueling in weihoogte geneem as 100 % (indeks van 1). Die kompetisiekoëffisiënt is bereken as die produk van die oorvleuelingskoëffisiënte vir habitat en dieet (Tabel 9).

## RESULTATE EN BESPREKING

### **Seisoenale oorvleueling in plantgemeenskapsvoorkeure**

Die persentasie oorvleueling vir plantgemeenskapsvoorkeure in die verskillende seisoene word in Tabel 8 weergegee. Met die uitsondering van blouwildebeeste en elande, is die oorvleueling van die wildsoorte groter in die nat seisoen as in die warm droë seisoen of in die koel droë seisoen (Tabel 8). Oorvleueling tussen groot herbivore op die Messina-proefplaas is dus kleiner in die tydperk wanneer hulpbronne beperkend is. Dunbar (1978) het tot dieselfde slotsom gekom vir sewe herbivoorspesies in die noorde van Ethiopië en Leuthold (1978) het ook gevind dat die oorvleueling tussen kameelperde en gerenuks *Litocranius walleri* in Kenia (Tsavo), kleiner is in die droë seisoen. Soos in die uitsonderlike geval van die blouwildebeeste en elande in die huidige studie, het Dunbar (1978) gevind dat die oorvleueling (in dieet) van klipspringers *Oreotragus oreotragus* en ibex *Capra waali*, groter was in die droë seisoen as in die nat seisoen. Hy het dit verklaar aan hand van sy bevinding dat oorvleueling tussen klipspringers en ibex in alle geval so laag is dat dit onnodig is vir enige vermindering in oorvleueling gedurende kritiese periodes. Volgens Dunbar (1978) se studie is daar 'n sterk positiewe korrelasie wat aandui dat hoe groter die oorvleueling tussen twee herbivore in die nat seisoen is, hoe groter is die vermindering in oorvleueling in die droë seisoen en hoewel dit nie statisties getoets is nie, is dieselfde neiging waarneembaar in die data van die Messina-proefplaas (Tabel 8).

**Tabel 8:** Seisoenale oorvleueling (persentasies), in plantgemeenskapsvoorkeure van die wildsoorte op die Messina-proefplaas in die Noordelike Provinsie.

SEISOEN EN WILDSOORT	ROOIBOK	KOEDOE	GEMSBOK	ELAND	BLOUWILDBEES	BONTKWAGGA	KAMEELPERD
Warm droë seisoen:							
Vlakovark	69.9	70	52.3	31.7	47.7	60.2	55.9
Rooibok		70.8	60.3	50	71.5	57.7	73.4
Koedoe			40.8	31.6	43.5	52.4	56.7
Gemsbok				63	66.1	48.7	42.8
Eland					55.8	58.8	32.8
Blouwildebees						55.6	38.3
Bontkwagga							48.8
Nat seisoen:							
Vlakovark	80.2	77.9	63.9	62.2	51.2	76.5	66.2
Rooibok		86.2	67.4	57.2	63.5	82.3	67.5
Koedoe			76	50.7	54.9	75.8	75.3
Gemsbok				46.7	44.3	64.5	83.7
Eland					47.7	69.8	34
Blouwildebees						73.4	42.9
Bontkwagga							59.1
Koel droë seisoen:							
Vlakovark	85.6	64.9	37.5	42.4	76.2	61.7	39.3
Rooibok		75	28.7	37.6	63.8	56.1	31.7
Koedoe			19.3	21.1	41.1	48.7	20
Gemsbok				14.3	40	0	72.3
Eland					54.3	63.6	14.3
Blouwildebees						60	45.6
Bontkwagga							5.6



Volgens Melton (1987) is herbivore in die Umfolozi wildtuin meer habitatselektief in die winter wanneer hulpbronne beperkend is. Die kleiner oorvleueling in habitatbenutting in die droë seisoene (Tabel 8), bevestig Melton (1987) se bevinding dat herbivore se area-en habitatselektiwiteit, vir beter hulpbronne, hoër is wanneer hulpbronne skaars is. Wanneer die beskikbaarheid van hulpbronne onbeperk is, word ook ander hulpbronne benut as dié waarby 'n spesie spesifiek aangepas is (Gordon & Illius 1989).

Skeiding tussen die verskillende wildsoorte op die Messina-proefplaas is die grootste in die warm droë seisoen (Figure 45, 46 & 47). In die warm droë seisoen is die beskikbaarheid van hulpbronne beperk en die potensiaal vir kompetisie is die hoogste. Dit lei tot verhoogde selektiwiteit met groter skeiding en minder oorvleueling tussen die verskillende wildsoorte.

Volgens Figuur 45 assosieer die wildsoorte as volg in die warm droë seisoen:

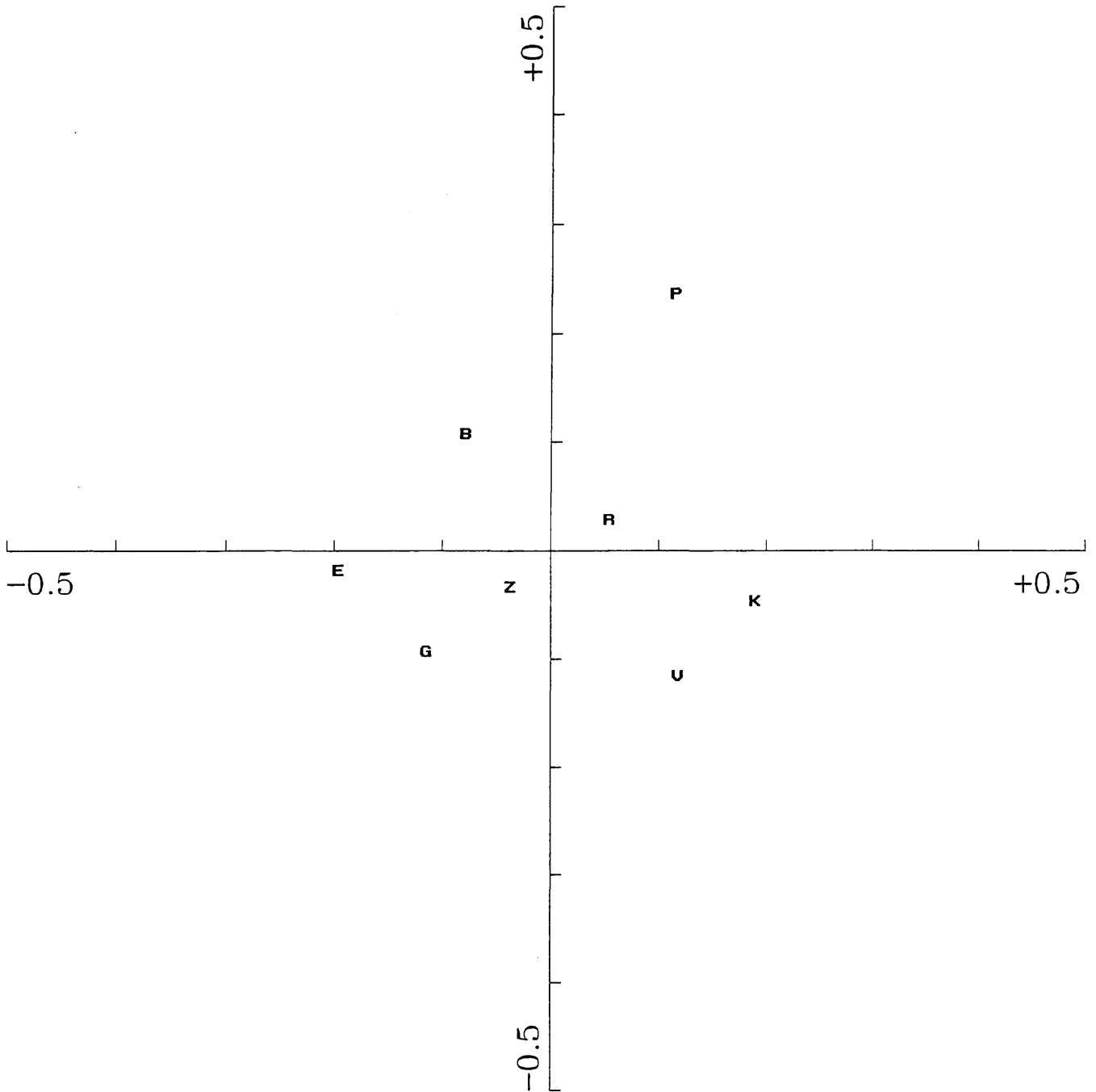
- 1) gemsbokke en bontkwaggas asook elande
- 2) blouwildebeeste
- 3) kameelperde en rooibokke
- 4) vlakvarke en koedoes

In die nat seisoen (Figuur 46) assosieer die wildsoorte weer in ander groepe:

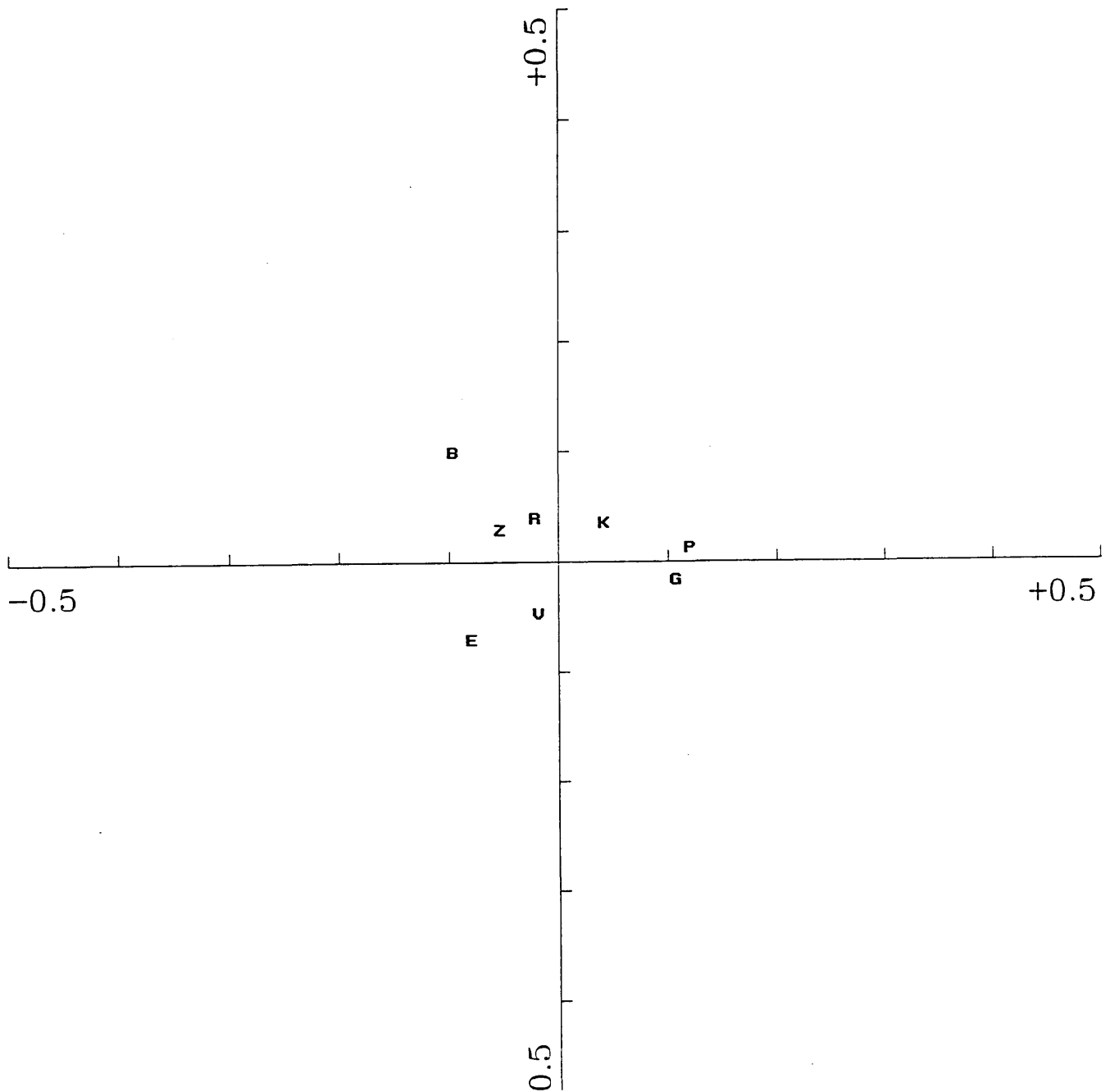
- 1) elande en vlakvarke
- 2) blouwildebeeste, bontkwaggas en rooibokke
- 3) koedoes
- 4) kameelperde en gemsbokke

In die koel droë seisoen (Figuur 47) assosieer die wildsoorte in drie groepe:

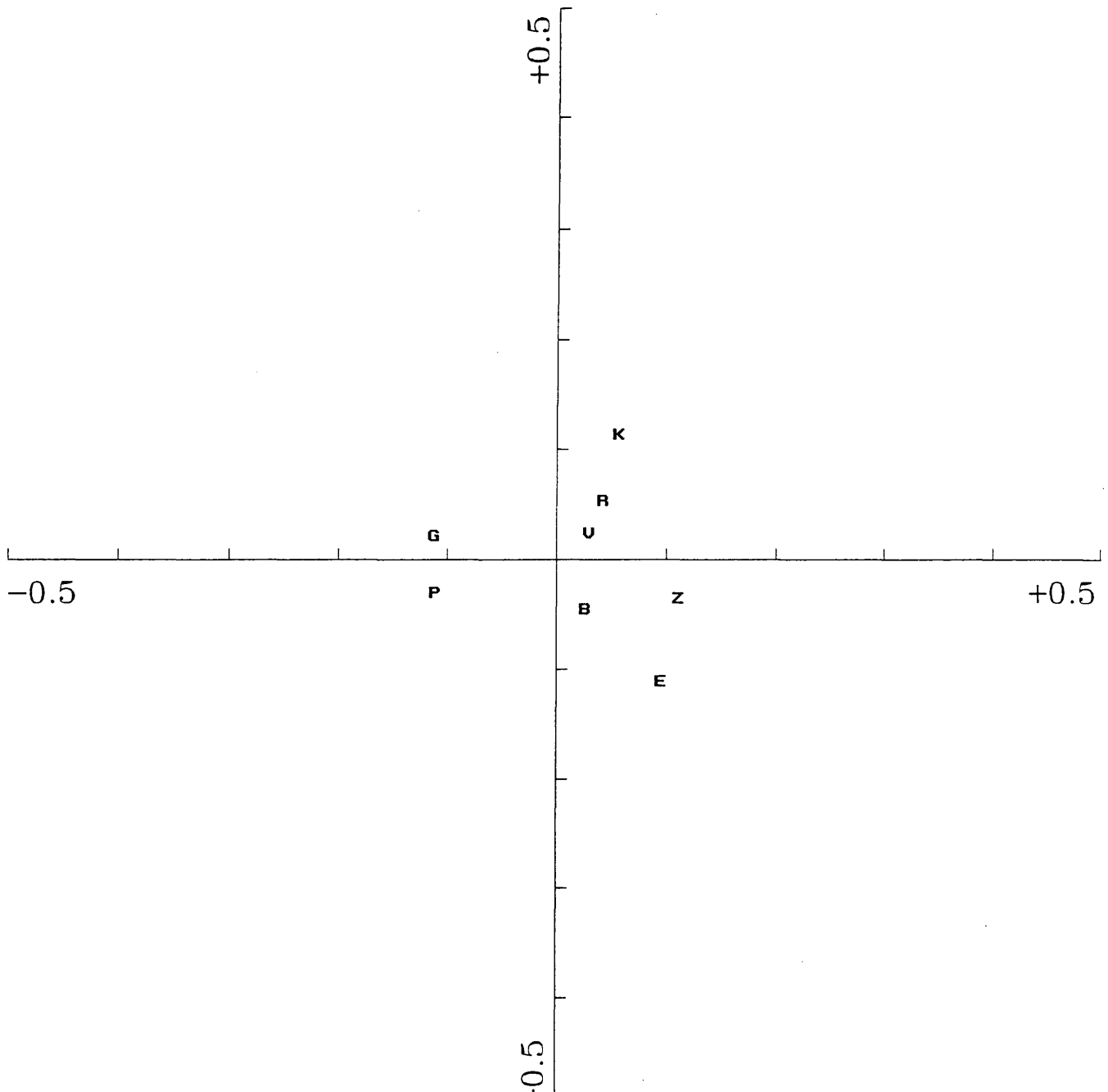
- 1) gemsbokke en kameelperde
- 2) koedoes, rooibokke en vlakvarke
- 3) blouwildebeeste, elande en bontkwaggas



**Figuur 45:** Grafiese voorstelling van 'n ooreenstemmingsanalise om die skeiding tussen die verskillende wildsoorte as gevolg van plantgemeenskapseleksie in die warm droë seisoen op die Messina-proefplaas in die Noordelike Provinsie aan te dui ( 41.3 % variasie word deur die twee asse verklaar).  
 B = blouwildebees, E = eland, G = gemsbok, K = koedoe, P = kameelperd, R = rooibok, V = vlakvark en Z = bontkwagga.



**Figuur 46:** Grafiese voorstelling van 'n ooreenstemmingsanalise om die skeiding tussen die verskillende wildsoorte, as gevolg van plantgemeenskapsleksie in die nat seisoen op die Messina-proefplaas in die Noordelike Provinsie aan te dui (33.2 % variasie word deur die twee asse verklaar). B = blouwildebees, E = eland, G = gemsbok, K = koedoe, P = kameelperd, R = rooibok, V = vlakvark en Z = bontkwagga.



**Figuur 47:** Grafiese voorstelling van 'n ooreenstemmingsanalise om die skeiding tussen die verskillende wildsoorte as gevolg van plantgemeenskapseleksie in die koel droë seisoen op die Messina-proefplaas in die Noordelike Provinsie aan te dui (75.7 % variasie word deur die twee asse verklaar).

B = blouwildebees, E = eland, G = gemsbok, K = koedoe, P = kameelperd, R = rooibok, V = vlakvark en Z = bontkwagga.

Die groepe waarin die verskillende wildsoorte assosieer verskil vir die verskillende seisoene en nie een van die groepe is dieselfde vir al drie seisoene nie. Dit is reeds in Hoofstuk 6 van die huidige studie aangetoon dat die plantgemeenskapsvoorkeure van gemsbokke, kameelperde, koedoes en vlakvarke op die Messina-proefplaas seisoenaal varieer. Hierdie seisoenale variasie in plantgemeenskapsvoorkeure lei tot verskillende assosiasies van die wildsoorte in die verskillende seisoene en dra sodoende by tot die ekologiese skeiding van groot herbivore op die Messina-proefplaas.

### **Kompetisiekoëffisiënte**

Die onderliggende aanname in studies oor die ekologiese skeiding van groot herbivore, is dat skeiding die gevolg is van interspesiekompetisie (Sinclair 1985). Volgens Sinclair (1979) is interspesiekompetisie die dominante strukturende proses in die Serengeti, wat lei tot die skeiding en samebestaan van herbivore. Schoener (1982) beskou tussenspesiekompetisie in tye wanneer hulpbronne skaars is, as dié rede vir natuurlike seleksie wat in elke spesie lei tot aanpassings sodat dit die geskikste is vir hulpbronne wat eksklusief benut word. Tussenspesiekompetisie kan daarom ook as die dryfkrag beskou word vir die habitatselektiwiteit van spesies (Gordon & Illius 1989). Die invloed van roofdiere op wildbevolkings is egter ook 'n belangrike meganisme wat die voorkoms en verspreiding van wildsoorte bepaal (Sinclair & Norton-Griffiths 1982; Sinclair 1985).

Anthony & Smith (1977) het kompetisiekoëffisiënte gebruik om die habitat- en dieetvoorkeure van groot herbivore in Arizona te kwantifiseer. Sover vasgestel kon word bestaan daar geen literatuur waar kompetisiekoëffisiënte vir wildsoorte soortgelyk aan die in die huidige studie bereken is nie.

### Vlakvark en rooibok

Die oorvleuelingsindeks van vlakvarke en rooibokke vir plantgemeenskapsvoorkeure is hoër as vir enige ander twee wildsoorte (0.891) (Tabel 9). Hierdie twee wildsoorte oorvleuel ook meer in hul voorkeure vir die ander omgewingseienskappe as enige ander wildsoorte. Dit gee aanleiding tot 'n hoë oorvleuelingskoëffisiënt vir habitat (0.884) (Tabel 9). Hierdie oorvleuelingskoëffisiënt vir habitat is die hoogste van al die wildsoorte in die huidige studie. Die kompetisiekoëffisiënt van vlakvarke en rooibokke is

0.442 (Tabel 9). Die diëetvoorkeure van vlakvarke en rooibokke verskil en derhalwe is hierdie kompetisiekoëffisiënt laer as die oorvleuelingskoëffisiënt vir habitat.

#### Vlakvark en koedoe

Die oorvleuelingskoëffisiënt van vlakvarke en koedoes vir habitatvoorkeure is 0.825 (Tabel 9). Geen oorvleueling kom egter voor in die weigewoontes van koedoes en vlakvarke nie en daarom is die berekende kompetisiekoëffisiënt 0 (Tabel 9).

#### Vlakvark en gemsbok

Die oorvleuelingskoëffisiënt vir die habitatvoorkeure van vlakvarke en gemsbokke is relatief hoog (0.713) (Tabel 9). Dit is veral die soortgelyke voorkeure van vlakvarke en gemsbokke vir die ander omgewingseienskappe wat hiertoe bydra (Tabel 9). Oorvleueling kom ook voor in die diëtsamestelling van vlakvarke en gemsbokke en gevolglik is hierdie kompetisiekoëffisiënt 0.499 (Tabel 9).

#### Vlakvark en eland

Die oorvleuelingsindeks vir die plantgemeenskapsvoorkeure van vlakvarke en elande is 0.514 (Tabel 9). Die oorvleuelingsindeks van vlakvarke en elande vir voorkeure vir die ander omgewingseienskappe is hoog (0.815) (Tabel 9). Die weigewoontes van vlakvarke en elande oorvleuel egter min en derhalwe is die kompetisiekoëffisiënt 0.2 (Tabel 9).

#### Vlakvark en blouwildebees

Die oorvleuelingskoëffisiënt vir die habitatvoorkeure van vlakvarke en blouwildebeeste is hoog (0.723) (Tabel 9). Vlakvarke en blouwildebeeste is beide uitsluitlik grasvreter-wildsoorte en gevolglik is hul kompetisiekoëffisiënt ook 0.723 (Tabel 9).

#### Vlakvark en bontkwagga

Die oorvleueling in die plantgemeenskapsvoorkeure, voorkeure vir die ander omgewingseienskappe en diëetvoorkeure, van vlakvarke en bontkwaggas is hoog (Tabel 9). Die kompetisiekoëffisiënt van 0.839 is die hoogste van al die wildsoorte in die huidige studie (Tabel 9).

**Tabel 9:** Indekse van oorvleueling in plantgemeenskapsvoorkeure (P), voorkeure vir ander omgewingseienskappe (A), dieet (D), weihoogte (W) en gevolglike kompetisie-koëffisiënte ( $\alpha$ ) van die verskillende wildsoorte op die Messina- proefplaas in die Noordelike Provinsie.

WILDSOORT	OORVLEUELINGSINDEKS				OORVLEUELINGSKOËFFISIËNT		$\alpha$
	P	A	D	W	Habitat (P+A/2)	Dieet (D x W)	Habitat x Dieet
Vlakvark x rooibok	0.891	0.877	0.5	1	0.884	0.5	0.442
Vlakvark x koedoe	0.819	0.830	0.0	0	0.825	0.0	0
Vlakvark x gemsbok	0.629	0.796	0.7	1	0.713	0.7	0.499
Vlakvark x eland	0.514	0.815	0.3	1	0.665	0.3	0.2
Vlakvark x blouwildebees	0.686	0.760	1.0	1	0.723	1.0	0.723
Vlakvark x bontkwagga	0.833	0.845	1.0	1	0.839	1.0	0.839
Vlakvark x kameelperd	0.595	0.735	0.0	0	0.665	0.0	0
Rooibok x koedoe	0.785	0.837	0.5	0.75	0.811	0.375	0.304
Rooibok x gemsbok	0.672	0.813	0.5	0.83	0.743	0.415	0.308
Rooibok x eland	0.527	0.844	0.3	0.63	0.686	0.189	0.13
Rooibok x blouwildebees	0.731	0.808	0.5	1	0.770	0.5	0.385
Rooibok x bontkwagga	0.766	0.864	0.5	1	0.815	0.5	0.408
Rooibok x kameelperd	0.660	0.757	0.3	0.3	0.709	0.09	0.064
Koedoe x gemsbok	0.497	0.758	0.3	0.9	0.628	0.27	0.17
Koedoe x eland	0.335	0.761	0.7	0.83	0.548	0.581	0.318
Koedoe x blouwildebees	0.517	0.706	0.0	0	0.612	0.0	0
Koedoe x bontkwagga	0.655	0.780	0.0	0	0.718	0.0	0
Koedoe x kameelperd	0.600	0.686	1.0	0.4	0.643	0.4	0.257
Gemsbok x eland	0.539	0.823	0.3	0.75	0.681	0.225	0.153
Gemsbok x blouwildebees	0.664	0.822	0.7	1	0.743	0.7	0.520
Gemsbok x bontkwagga	0.547	0.826	0.7	1	0.687	0.7	0.481
Gemsbok x kameelperd	0.617	0.797	0.3	0.36	0.707	0.108	0.076
Eland x blouwildebees	0.575	0.859	0.3	1	0.717	0.3	0.215
Eland x bontkwagga	0.680	0.858	0.3	1	0.769	0.3	0.231
Eland x kameelperd	0.383	0.772	0.7	0.48	0.578	0.336	0.197
Blouwildebees x bontkwagga	0.685	0.854	1.0	1	0.770	1.0	0.770
Blouwildebees x kameelperd	0.806	0.803	0.0	0	0.805	0.0	0
Bontkwagga x kameelperd	0.513	0.806	0.0	0	0.660	0.0	0

### Vlakvark en kameelperd

Die oorvleuelingskoëffisiënt vir die habitatvoorkeure van vlakvarke en kameelperde is 0.665 (Tabel 9). Geen oorvleueling kom egter voor in die weigewoontes van vlakvarke en kameelperde nie en daarom is die kompetisiekoëffisiënt 0 (Tabel 9).

### Rooibok en koedoe

Die plantgemeenskapsvoorkeure van rooibokke en koedoes, sowel as hul voorkeure vir die ander omgewingseienskappe is hoog. Die oorvleuelingskoëffisiënt van rooibokke en koedoes vir habitatvoorkeure is 0.811 (Tabel 9). Die dieetsamestelling sowel as weihoogtes van rooibokke en koedoes verskil egter en die kompetisiekoëffisiënt is derhalwe slegs 0.304 (Tabel 9).

### Rooibok en gemsbok

Die oorvleuelingskoëffisiënt vir die habitatvoorkeure van rooibokke en gemsbokke is 0.743 (Tabel 9). Die weigewoontes van hierdie twee wildsoorte oorvleuel tot 'n mindere mate as hul habitatvoorkeure en die kompetisiekoëffisiënt is 0.308 (Tabel 9).

### Rooibok en eland

Die oorvleueling in die plantgemeenskapsvoorkeure van rooibokke en elande is relatief laag (0.527) (Tabel 9). Die oorvleueling in die voorkeure van rooibokke en elande vir die ander omgewingseienskappe is egter hoog (0.844) en die oorvleuelingskoëffisiënt vir habitat is 0.686 (Tabel 9). Die weigewoontes van rooibokke en elande oorvleuel min en die kompetisiekoëffisiënt van hierdie twee wildsoorte is relatief laag (0.13) (Tabel 9).

### Rooibok en blouwildebees

Die oorvleuelingskoëffisiënt vir die habitatvoorkeure van rooibokke en blouwildebeeste is 0.77 (Tabel 9). Oorvleueling kom tot 'n mindere mate voor in die dieetsamestelling van rooibokke en blouwildebeeste en die kompetisiekoëffisiënt is 0.385 (Tabel 9).



### Rooibok en bontkwagga

Die oorvleuelingskoëffisiënt vir die habitatvoorkeure van rooibokke en bontkwaggas is 0.815 wat relatief hoog is (Tabel 9). Die kompetisiekoëffisiënt van rooibokke en bontkwaggas is 0.408 (Tabel 9).

### Rooibok en kameelperd

Die oorvleuelingskoëffisiënt vir die habitatvoorkeure van rooibokke en kameelperde is 0.709 (Tabel 9). 'n Mate van oorvleueling kom ook voor in die weigewoontes van rooibokke en kameelperde. Die kompetisiekoëffisiënt van rooibokke en kameelperde is 0.064 (Tabel 9).

### Koedoe en gemsbok

Die oorvleuelingskoëffisiënt van koedoes en gemsbokke vir habitatvoorkeure is relatief laag (0.628) (Tabel 9). Dit is veral die lae vlak van oorvleueling in die plantgemeenskapsvoorkeure van koedoes en gemsbokke wat hiertoe bydra (Tabel 9). Die kompetisiekoëffisiënt van koedoes en gemsbokke is 0.17 (Tabel 9).

### Koedoe en eland

Die oorvleuelingskoëffisiënt vir die habitatvoorkeure van koedoes en elande is die laagste van al die wildsoorte in die huidige studie (0.548) (Tabel 9). Hierdie lae oorvleuelingskoëffisiënt is die gevolg van die relatief min oorvleueling in die plantgemeenskapsvoorkeure van koedoes en elande (Tabel 9). Oorvleueling kom ook voor in die weigewoontes van koedoes en elande en die kompetisiekoëffisiënt is 0.318.

### Koedoe en blouwildebees

Die oorvleuelingskoëffisiënt vir die habitatvoorkeure van koedoes en blouwildebeeste is 0.612 (Tabel 9). Blouwildebeeste is grasvreters en koedoes is spesialis blaarvreters en derhalwe is die kompetisiekoëffisiënt 0 (Tabel 9).

### Koedoes en bontkwaggas

Die oorvleuelingskoëffisiënt vir die habitatvoorkeure van koedoes en bontkwaggas is 0.718 (Tabel 9). Weens die verskillende weigewoontes van koedoes en bontkwaggas, is die kompetisiekoëffisiënt egter 0 (Tabel 9).

### Koedoe en kameelperd

Die oorvleuelingskoëffisiënt vir die habitatvoorkeure van koedoes en kameelperde is 0.643 (Tabel 9). Koedoes en kameelperde is beide blaarvreterwildsoorte, maar hul weihoogtes verskil wel. Die kompetisiekoëffisiënt van koedoes en kameelperde is 0.257 (Tabel 9).

### Gemsbok en eland

Die plantgemeenskapsvoorkeure van gemsbokke en elande oorvleuel tot 'n mindere mate as hul voorkeure vir die ander omgewingseienskappe (Tabel 9). Die oorvleuelingskoëffisiënt vir die habitatvoorkeure van gemsbokke en elande is 0.681 (Tabel 9). Die kompetisiekoëffisiënt van gemsbokke en elande is laag (0.153) (Tabel 9).

### Gemsbok en blouwildebees

Die oorvleuelingskoëffisiënt vir die habitatvoorkeure van gemsbokke en blouwildebeeste is 0.743 (Tabel 9). Die kompetisiekoëffisiënt van gemsbokke en elande is ook relatief hoog (0.52) (Tabel 9).

### Gemsbok en bontkwagga

Relatief min oorvleueling kom voor in die plantgemeenskapsvoorkeure van gemsbokke en bontkwaggas (Tabel 9). Die voorkeure van gemsbokke en bontkwaggas vir die ander omgewingseienskappe oorvleuel egter tot 'n groter mate en die oorvleuelingskoëffisiënt vir habitatvoorkeure is 0.687 (Tabel 9). Die kompetisiekoëffisiënt van gemsbokke en bontkwaggas is 0.481 (Tabel 9).

### Gemsbok en kameelperd

Die oorvleuelingskoëffisiënt vir die habitatvoorkeure van gemsbokke en kameelperde is 0.707 (Tabel 9). 'n Mate van oorvleueling kom ook voor in die weigewoontes van

gemsbokke en kameelperde. Die kompetisiekoëffisiënt van gemsbokke en kameelperde is laag (0.076) (Tabel 9).

#### Eland en blouwildebees

Die oorvleuelingskoëffisiënt vir die habitatvoorkeure van elande en blouwildebeeste is 0.717 (Tabel 9). Die weigewoontes van elande en blouwildebeeste oorvleuel egter min en die kompetisiekoëffisiënt is 0.215 (Tabel 9).

#### Eland en bontkwagga

Die oorvleuelingskoëffisiënt vir die habitatvoorkeure van elande en bontkwaggas is 0.769 (Tabel 9). Die kompetisiekoëffisiënt van elande en bontkwaggas is 0.231.

#### Eland en kameelperd

Die oorvleuelingskoëffisiënt vir die habitatvoorkeure van elande en kameelperde is relatief laag (0.578) (Tabel 9). Die weigewoontes van elande en kameelperde oorvleuel tot 'n mate en die kompetisiekoëffisiënt is 0.197 (Tabel 9).

#### Blouwildebees en bontkwagga

Die oorvleuelingskoëffisiënt vir die habitatvoorkeure van blouwildebeeste en bontkwaggas is 0.77 (Tabel 9). Die dieet van beide blouwildebeeste en bontkwaggas bestaan uitsluitlik uit gras. Die kompetisiekoëffisiënt van blouwildebeeste en bontkwaggas is derhalwe ook 0.77 (Tabel 9).

#### Blouwildebees en kameelperd

Die oorvleuelingskoëffisiënt vir die habitatvoorkeure van blouwildebeeste en kameelperde is relatief hoog (0.805) (Tabel 9). Die dieetsamestelling van blouwildebeeste en kameelperde verskil egter en gevolglik is die kompetisiekoëffisiënt 0 (Tabel 9).

### Bontkwagga en kameelperd

Die oorvleuelingskoëffisiënt vir die habitatvoorkeure van bontkwaggas en kameelperde is 0.66 (Tabel 9). Bontkwaggas is egter grasvreters en kameelperde blaarvreters. Die kompetisiekoëffisiënt van bontkwaggas en kameelperde is derhalwe 0 (Tabel 9).

### **Implikasies vir wildplaasbestuur in die Mopanieveld**

Die getal wild wat op 'n wildplaas aangehou of gevestig kan word, is 'n krities belangrike besluit wat deur die bestuurder geneem moet word. Wildgetalle beïnvloed nie net die veldtoestand, produksie en reproduksie van die wild nie, maar bepaal ook die ekonomiese opbrengs (oesgrootte) van 'n wildplaas.

'n Meer akkurate beraming van die potensiële wildbelading van 'n wildplaas sal verkry word, indien die ekologiese skeiding (kompetisiekoëffisiënte, Tabel 9), tussen die verskillende wildsoorte in ag geneem word in so 'n berekening. Die kompetisiekoëffisiënte is gebruik om vir elkeen van die wildsoorte in die huidige studie vervangingswaardes te bereken in terme van blaarvretereenhede (BVE) (Snyman 1989) en grasvretereenhede (GRV). 'n BVE word gedefinieer as die metaboliese ekwivalent van 'n koedoe (100 % blaarvreter) van 140 kg (Snyman 1989). 'n GRV word vir die doel van hierdie studie gedefinieer as die metaboliese ekwivalent van 'n blouwildebees (100 % grasvreter) met 'n massa van 180 kg. Die aantal van 'n gegewe wildsoort, Y, wat ekwivalent is aan een BVE word bereken deur :

$$\frac{140^{0.75}}{(\text{Gemiddelde liggaamsmassa vir Y})^{0.75} \times \text{kompetisiekoëffisiënt (koedoe vs Y)}}$$

Die aantal van 'n gegewe wildsoort, Y, wat ekwivalent is aan een GRV word bereken deur :

$$\frac{180^{0.75}}{(\text{Gemiddelde liggaamsmassa vir Y})^{0.75} \times \text{kompetisiekoëffisiënt (blouwildebees vs Y)}}$$

Die vervangingswaarde van die verskillende wildsoorte in terme van die gedefinieerde BVE en GRV, met inagneming van die kompetisiekoëffisiënte, word in Tabel 10

weergegee. Die gemiddelde liggaamsmassa per spesie is vanuit Bothma & Van Rooyen (1988) verkry.

Volgens Meissner (1982) is ongeveer twee blouwildebeeste, oftewel twee GRV, ekwivalent aan een grootvee-eenhede (GVE). Indien 'n beraming van die drakrag van 'n wildplaas gemaak word in terme van GVE vir grasvreter en BVE vir blaarvreter, kan Tabel 10 gebruik word om wildbeladings vir wildplase in die Mopanieveld te bereken.

**Tabel 10:** Die voorgestelde vervangingswaarde van verskillende wildsoorte in die Mopanieveld, met inagneming van kompetisiekoëffisiënte, in terme van blaarvretereenhede (BVE), grasvretereenhede (GRV) en grootvee-eenhede (GVE).

WILDSOORT	MASSA (KG)	AANTAL PER BVE	AANTAL PER GRV	AANTAL PER GVE
Vlakvark	30 <sup>1</sup>	0	5.30	10.6
Blouwildebees	180 <sup>1</sup>	0	1.00	2.0
Bontkwagga	216 <sup>1</sup>	0	1.13	2.3
Rooibok	41 <sup>1</sup>	8.26	7.88	15.8
Gemsbok	210 <sup>2</sup>	4.34	1.71	3.4
Eland	460 <sup>2</sup>	1.29	2.30	4.6
Koedoe	140 <sup>1</sup>	1.00	0	0
Kameelperd	828 <sup>2</sup>	1.03	0	0

<sup>1</sup> Gemiddelde massa per individu in hele bevolking (Bothma & Van Rooyen 1988).

<sup>2</sup> Gemiddelde massa van die vroulike individu by volwassenheid (Bothma & Van Rooyen 1988).

## HOOFSTUK 9

### SAMEVATTING EN BESTUURSAANBEVELINGS

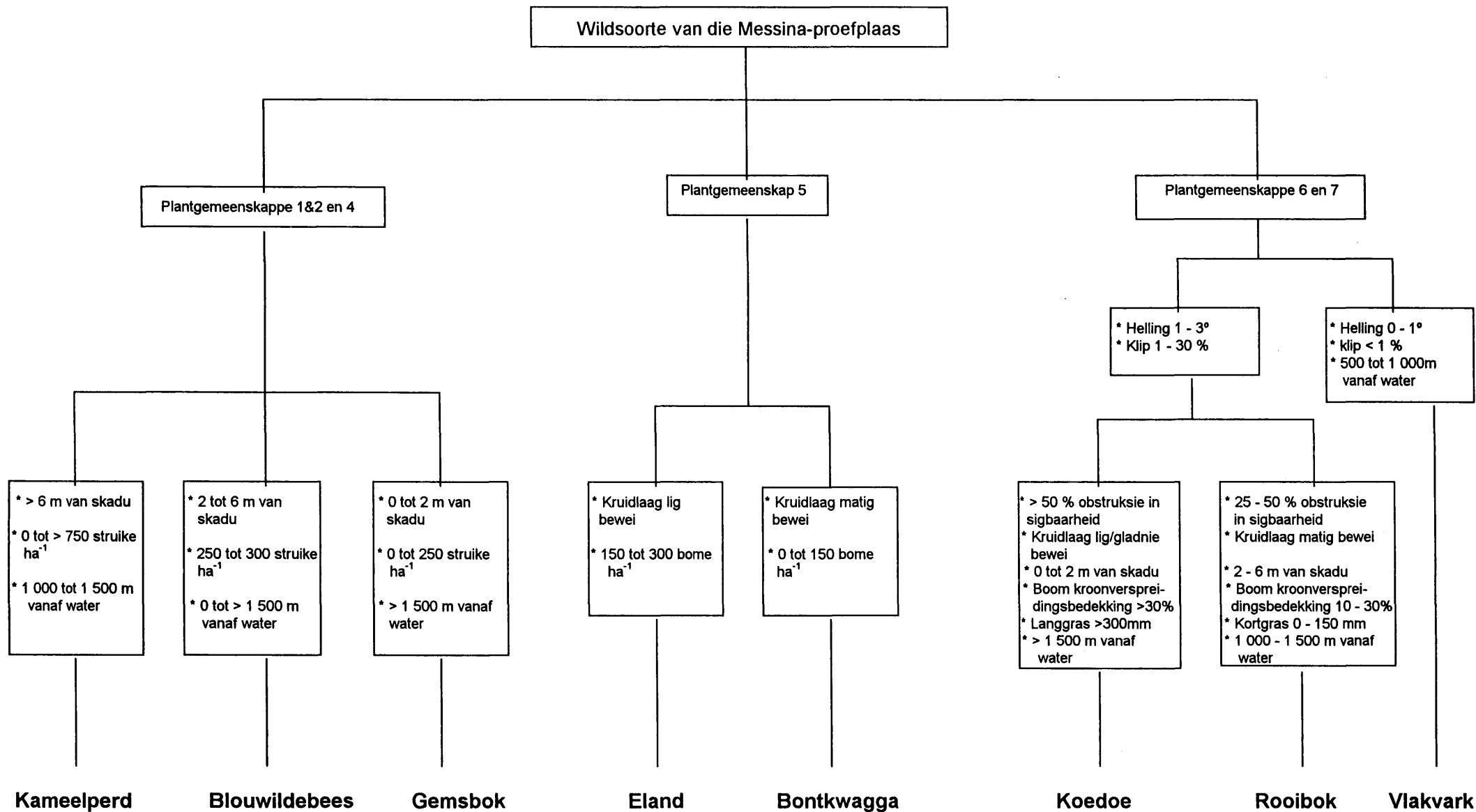
Ekologiese skeiding as gevolg van habitatvoorkeure is waargeneem tussen blou-wildebeeste, bontkwaggas, elande, gemsbokke, kameelperde, koedoes, rooibokke en vlakvarke op die Messina-proefplaas. Plantgemeenskapsvoorkeure, seisoenale variasies in plantgemeenskapsseleksie, asook voorkeure vir ander omgewingseienskappe dra by tot verskillende vlakke van skeiding tussen die wildsoorte. Die verband tussen elke wildsoort en sy kenmerkende habitateienskappe wat dit van die ander wildsoorte onderskei, word in Figuur 48 aangetoon.

Die berekening van wildbeladings berus gewoonlik op die omskakeling van wildgetalle na GVE op grond van metaboliese massas (Mentis & Duke 1976):

$$\text{GVE} = \frac{(\text{Gemiddelde massa van spesie})^{0.75}}{450^{0.75}}$$

Meissner (1982) stel GVE ekwivalente voor, gebaseer op energiebehoefte wat afgelei is van die groei, basale hitte produksie en doeltreffendheid van voeromsetting van die verskillende diersoorte. Hiervolgens is die amptelik gedefinieerde GVE die ekwivalent van 'n bees met 'n massa van 450 kg wat 500 gram per dag in massa toeneem op 'n grasweiding met 'n gemiddelde energieverteerbaarheid van 55 %. Die aantal van 'n diersoort wat ekwivalent is aan 'n GVE vir die wildsoorte in hierdie studie is volgens Meissner (1982) as volg (volwasse vroulike diere in laktasie): bontkwagga, 1.3; blouwildebees, 2.0; eland, 0.9; kameelperd, 0.6; koedoe, 2.0; rooibok, 5.4; vlakvark, 3.8. Meissner (1982) verskaf nie 'n omsettingsfaktor vir gemsbokke nie. Gebaseer op metaboliese massa is 1.8 gemsbokke ekwivalent aan 'n GVE.

Die genoemde metodes vir die berekening van vervangingswaardes (metaboliese massa en energiebehoefte) neem nie die ekologiese skeiding tussen die wildsoorte in ag nie. Volgens Coughenour (1991) kan die verontagsaming van die ruimtelike komponente van



**Figuur 48:** Ekologiese sleutel wat die verband aandui tussen elke wildsoort en sy kenmerkende habitateienskappe wat dit onderskei van die ander wildsoorte op die Messina-proefplaas in die Noordelike Provinsie.



plant-herbivoor interaksies, bydra tot oorbeweiding, mislukte ekonomiese ontwikkelings pogings en kwynende wildbevolkings. Om die toepassing van die vervangingswaardes (Tabel 10, Hoofstuk 8) te illustreer en ook om op die verskil te wys wanneer hierdie vervangingswaardes gebruik word in plaas van die vervangingswaardes soos bepaal deur Meissner (1982), is die wildbelading vir die Messina-proefplaas bereken. Die droë-massa opbrengs van die kruidlaag (Hoofstuk 4) is gebruik om die weidingskapasiteit vir elke plantgemeenskap te bereken. Die formule van Moore & Odendaal (1987) is gebruik:

$$y = d \div [(DM \times b) / v]$$

waar  $y$  = weikapasiteit (ha GVE<sup>-1</sup>)

$d$  = aantal dae in jaar (365)

$DM$  = totale gras droë-massa opbrengs ha<sup>-1</sup>

$b$  = benuttingsfaktor (0.4)

$v$  = daaglikse gras droë-massa behoefte per GVE (10 kg dag<sup>-1</sup>)

Die benuttingsfaktor van 40 % is debateerbaar (kyk ook Smit 1994) en is aangepas vanaf Moore & Odendaal (1987):

30 % van die materiaal bly op die veld agter;

30 % materiaal gaan verlore as gevolg van termiete en ander omgewingstoestande; en

40 % materiaal word werklik benut.

Volgens rekordhouding op die Messina-proefplaas, asook aanbevelings deur Snyman (1991) het die Messina-proefplaas in gemiddelde reënvaljare 'n kapasiteit van 20 ha BVE<sup>-1</sup>. Hoewel die blaarvreterkapasiteit waarskynlik varieer tussen die plantgemeenskappe, is dit vir berekeningsdoeleindes aangeneem dat die blaarvreterkapasiteit in al die plantgemeenskappe dieselfde, naamlik 20 ha BVE<sup>-1</sup> is. In Tabel 11 word die berekende weikapasiteit, asook die GVE en BVE beladings vir elke plantgemeenskap aangetoon (belading = oppervlakte van plantgemeenskap ÷ weikapasiteit) en daarvolgens kan daar 99.4 GVE en 230.7 BVE op die Messina-proefplaas aangehou word.

Die getal van die verskillende wildsoorte wat 'n belading van ongeveer 99.4 GVE en 230.7 BVE gee, is bereken met behulp van die voorgestelde vervangingswaardes (Tabel 10, Hoofstuk 8) en word in Tabel 12 aangetoon. Indien die wildgetalle in Tabel 12

**Tabel 11:** Weikapasiteit (ha GVE<sup>-1</sup>) en berekende GVE en BVE belading van die plantgemeenskappe op die Messina-proefplaas in die Noordelike Provinsie. Plantgemeenskapnommers is volgens die fitososiologiese tabel (Tabel 1, Hoofstuk 3).

PLANTGEMEENSKAP	GRASVRETER WEIKAPASITEIT	AANTAL GVE	AANTAL BVE
1 & 2	41	10	21.1
4	41	12.7	25.5
5	49	19.1	47.7
6.1	39	12.7	24.8
6.2	52.4	32.4	84.9
6.3	41	5.5	11.4
7	60.8	3.6	11.1
8	24.7	3.4	4.2
Totaal		99.4	230.7

**Tabel 12:** Voorgestelde wildbelading vir die Messina-proefplaas in die Noordelike Provinsie, bereken volgens die vervangingswaardes van die verskillende wildsoorte in Tabel 10 (Hoofstuk 8).

WILDSOORT	GETAL	AANTAL GVE (getal + vervangingswaarde)	AANTAL BVE (getal + vervangingswaarde)
Bontkwagga	40	17.4	
Blouwildebees	75	37.5	
Eland	45	9.8	34.9
Gemsbok	40	11.8	9.2
Kameelperd	21	0	20.4
Koedoe	130	0	130
Rooibok	300	19	36.3
Vlakvark	40	3.8	
<b>TOTAAL</b>		<b>99.3</b>	<b>230.8</b>

omgerekend word na GVE ekwivalente volgens die vervangingswaardes van Meissner (1982), is hierdie wildgetalle (Tabel 12) ekwivalent aan 306.7 GVE, oftewel 'n belading van 15 ha per GVE. Die kapasiteit van die Messina-proefplaas is slegs 99.4 GVE, en 'n belading van 306.7 GVE sal derhalwe beteken dat die drakrag ongeveer drievoudig oorskry word. Indien Meissner (1982) se vervangingswaardes as vertrekpunt gebruik sou word om 'n wildbelading te bereken, sal daar dus aansienlik minder wild aangehou kan word as wat daar volgens die vervangingswaardes vanuit die huidige studie voorgestel sou word.

Omdat die wildsoorte se habitatvoorkeure verskil en al die wildsoorte nie al die plantgemeenskappe benut nie, moet die wildgetalle in Tabel 12 ook dienoreenkomstig afwaarts aangepas word. Volgens Tabelle 4 en 6 (Hoofstuk 6) asook Figuur 23 (Hoofstuk 7) is bepaal watter plantgemeenskappe nie deur die onderskeie wildsoorte benut word nie en die persentasie wat hierdie plantgemeenskappe van die totale studiegebied oppervlakte beslaan, is bereken (Tabel 13). Deur die getalle van 'n wildsoorte in Tabel 12 te verminder volgens die persentasie van die oppervlakte van die plantgemeenskappe wat nie deur dié wildsoort benut word nie, is die getal wild wat op die Messina-proefplaas aangehou kan word bereken [die toegelate getal wat ekwivalent is aan 99.5 GVE volgens Meissner (1982) se vervangingswaardes volg in hakies]: bontkwagga - 33 (17), blouwildebees - 62 (17), eland - 35 (9), gemsbok - 31 (8), kameelperd - 18 (4), koedoe - 130 (40), rooibok - 300 (130), vlakvark - 39 (23).

Die vervangingswaardes van Meissner (1982) is gebaseer op die energiebehoefte van die verskillende wildsoorte en neem nie die habitatvoorkeure, weigewoontes en dieetseleksie van die wildsoorte in ag nie. Meissner (1982) verwys daarna deur die stelling: "Dit impliseer dat weidingskapasiteit nie bereken kan word sonder om die resultaat op 'n realistiese en praktiese wyse te vertolk nie". Die vervangingswaardes wat bereken is vir die wildsoorte op die Messina-proefplaas (Tabel 10, Hoofstuk 8), neem die ekologiese skeiding van die wildsoorte in ag en verskaf derhalwe realistiese en praktiese waardes vir die beraming van wildbeladings op wildplase in die Mopanieveld. Die wildbelading vir die Messina-proefplaas, bereken volgens hierdie vervangingswaardes,

**Tabel 13:** Plantgemeenskappe en die ooreenstemmende persentasie van die totale oppervlakte van die studiegebied wat nie deur die verskillende wildsoorte benut word nie. Plantgemeenskapnommers is volgens die fitososiologiese tabel (Tabel 1, Hoofstuk 3).

WILDSOORT	PLANTGEMEENSAPPE WAT NIE BENUT WORD NIE	PERSENTASIE OPPERVLAKTE NIE BENUT NIE
Bontkwagga	6.1, 6.3, 8	17.5
Blouwildebees	6.1, 6.3, 8	17.5
Eland	6.1, 6.3, 7, 8	22.3
Gemsbok	6.1, 6.3, 7, 8	22.3
Kameelperd	6.1, 6.3, 7	15.7
Koedoe	geen	0
Rooibok	geen	0
Vlakvark	8	1.8

laat die hervestiging van wildbevolkings toe wat groot genoeg is om ekonomies en biologies lewensvatbaar te wees.

Die voorgestelde wildgetalle vir die Messina-proefplaas, is soos vir enige wildbeladings-berekening slegs 'n riglyn, wat vir die aanvanklike vestiging of uitdunning van die verskillende wildsoorte gebruik moet word. Omdat die produksie van die veld jaarliks varieer volgens die heersende klimaatstoestand, moet die wildgetalle dienooreenkomstig jaarliks aangepas word volgens die beginsels van aanpassingsbestuur (Pauw 1988; Stuart-Hill 1989b; Westoby *et al.* 1989).

**EKOLOGIESE SKEIDING TUSSEN GROOT HERBIVORE VAN DIE  
MESSINA - PROEFPLAAS, LIMPOPOVALLEI**

deur

**BRAAM DEKKER**

LEIER: Prof. Dr. N. van Rooyen

MEDELEIER: Prof. Dr. J. du P. Bothma

DEPARTEMENT: Sentrum vir Natuurlewebestuur, Departement Vee- en Wildkunde

GRAAD: M.Sc (Natuurlewebestuur)

**OPSOMMING**

Die studie is geloods ten einde meer insig te verkry in die dinamika van herbivoorhabitat verwantskappe op 'n wildplaas in die Mopanieveld. Die Messina-proefplaas is as studiegebied gebruik. Die proefplaas is 20 km wes van Messina geleë en grens aan die Limpoporivier. As voorvereiste vir 'n ondersoek na die ekologiese skeiding tussen bontkwaggas, blouwildebeeste, elande, gemsbokke, kameelperde, koedoes, rooibokke en vlakvarke, is die plantgemeenskappe van die studiegebied fitososiologies geklassifiseer, gekarteer en beskryf. Die plantgemeenskappe wat geïdentifiseer is volgens die Braun-Blanquet metode, asook die persentasie van die totale oppervlakte wat elkeen beslaan, was as volg:

1. *Hyphaene coriacea* - *Eragrostis rotifer* kort, yl boomveld, 1.2 %
2. *Monechma divaricatum* - *Colophospermum mopane* lae woud, 10.4 %
3. *Commiphora pyracanthoides* - *Aristida congesta* lae, oop boomveld, 1.7 %
4. *Mariscus rehmannianus* - *Colophospermum mopane* lae, geslote boomveld, 13.1 %
5. *Kirkia acuminata* - *Enneapogon cenchroides* kort, geslote boomveld, 30.0 %
6. *Blepharis diversispina* - *Combretum apiculatum* lae, geslote boomveld.

- 6.1 *Tinnea rhodesiana* variant, 7.1 %.
- 6.2 *Geigeria acaulis* variant, 25.7 %.
- 6.3 *Abutilion austro-africanum* variant, 3.2 %.
- 7. *Tricholaena monachne* - *Commiphora tenuipetiolata* lae ruigte, 6.3 %.
- 8. *Ficus tettensis* - *Aristida meridionalis* hoë, geslote boomveld, 1.3 %.

Kwantitatiewe inligting oor die plantgemeenskappe is ingesamel om 'n basis te verskaf vir die interpretering van herbivoor-habitatvoorkeure. Veldtoestandbepalings volgens die ekologiese indeksmetode asook 'n weidingswaardemetode, is in elke plantgemeenskap gedoen. Die relatiewe veldtoestandtellings van die plantgemeenskappe was vir die doel van die huidige studie van groter belang as die absolute veldtoestandtellings. Die weidingswaardemetode word aanbeveel vir toekomstige gebruik in die studiegebied. Die droë-massa rangorde-metode is gekalibreer vir gebruik in die studiegebied en die staande oes is in die kruidlaag van elke plantgemeenskap bepaal. 'n Kwadraatgrootte van 0.7 x 0.7 m en die plasing van minstens 100 kwadrate per plantgemeenskap is as optimaal beskou vir die bepaling van die droë-massa opbrengs in die kruidlaag van die studiegebied. Die gemiddelde droë-massa opbrengs in die kruidlaag was 222 kg ha<sup>-1</sup> wat 'n weikapasiteit van 41 ha GVE<sup>-1</sup> verteenwoordig het.

'n Kwantifisering van die houtagtige plantegroei van elke plantgemeenskap is gedoen deur die blaar droë-massa op weihoogtes van 1.5 m, 2.0 m en 5.0 m te bereken. Die blaar fenologie van die houtagtige plantegroei van die plantgemeenskappe is beskryf deur maandelikse waarnemings van die fenologiese stadiums van die blare van gemerkte bome in elke plantgemeenskap. Verskille is aangeteken in die blaar droë-massa, blaardragpatroon en fenologiese stadiums van die blare van die verskillende plantgemeenskappe. Die groot bydrae van *Colophospermum mopane* tot die totale blaar droë-massa was opvallend. Slegs 'n klein persentasie van die totale blaar droë-massa in al die plantgemeenskappe kom bokant 5.0 m voor. Gedurende September tot November bereik die blaar droë-massa 'n laagtepunt en is voedselbeskikbaarheid vir blaarvreterwildsoorte uiters beperk.



Met behulp van padstrooktellings is die wildverspreiding en wilddigtheid oor 'n aaneenlopende 13 maande periode in die verskillende plantgemeenskappe gemonitor. Wilddigthede in die verskillende plantgemeenskappe het verskil en seisoenale variasies in plantgemeenskapsvoorkeure is by vlakvarke, koedoes, gemsbokke en kameelperde waargeneem.

Waar wild waargeneem is tydens die padstrooktellings, is 'n opname van sekere omgewingseienskappe gedoen. Met die persentasie voorkoms as databasis is  $\chi^2$  toetse gedoen en die nul-hipotese getoets dat die wildsoorte geen verskil in habitatvoorkeure toon nie. Die voorkoms van die wildsoorte verskil betekenisvol ( $P < 0.05$ ) vir 14 van die 20 omgewingseienskappe wat aangeteken is. Die omgewingseienskappe wat derhalwe bydra tot die ekologiese skeiding van die wildsoorte op die Messina-proefplaas was as volg: plantgemeenskap, helling, persentasie klipbedekking, mate waartoe kruidlaag bewei is, sigbaarheid, boomdigtheid, struikdigtheid, afstand na skadu, kroonverspreidingsbedekking van kruide, kroonverspreidingsbedekking van bome, grashoogte, veldtoestandtelling, persentasie kroonbedekking van bome 2 - 6 m in hoogte en afstand na water.

Histogramme en ooreenstemmingsanalise van die persentasie voorkoms van die wildsoorte by die verskillende omgewingseienskap kategorieë, is gebruik om die verwantskappe van die wildsoorte met die fisiese omgewingseienskappe vas te stel.

Die seisoenale oorvleueling in plantgemeenskapsseleksie is bereken en met behulp van ooreenstemmingsanalise grafies geïllustreer. Die oorvleueling in plantgemeenskapsseleksie van die wildsoorte was groter in die nat seisoen as in die droë seisoen. Dit dui daarop dat die wildsoorte meer habitatselektief is wanneer hulpbronne beperkend is. As gevolg van hierdie verhoogde habitatselektiwiteit, is die skeiding tussen die wildsoorte die grootste in die warm droë seisoen.

Plantgemeenskapsvoorkeure, seisoenale variasie in plantgemeenskapsvoorkeure en selektiwiteit ten opsigte van bepaalde omgewingseienskappe, dra by tot verskillende vlakke van ekologiese skeiding tussen die wildsoorte op die Messina-proefplaas.

Kompetisiekoeffisiënte, gebaseer op die oorvleueling in habitat- en dieetseleksie van die wildsoorte, is bereken. Hierdie kompetisiekoeffisiënte is gebruik om vervangingswaardes in terme van grootvee-eenhede en blaarvreteereenhede te bereken vir elkeen van die wildsoorte in die studie. Dit word voorgestel dat hierdie vervangingswaardes gebruik word vir die beraming van wildbeladings op wildplase in die Mopanieveld. Die aantal wild wat in 'n gemiddelde reënvaljaar op die Messina-proefplaas aangehou kan word, is met behulp van die voorgestelde vervangingswaardes bereken.

# ECOLOGICAL SEPARATION OF LARGE HERBIVORES ON THE MESSINA EXPERIMENTAL FARM, LIMPOPO VALLEY

by

BRAAM DEKKER

SUPERVISOR: Prof. Dr. N. van Rooyen

CO-SUPERVISOR: Prof. Dr. J. du P. Bothma

DEPARTMENT: Centre for Wildlife Management, Department of Animal- and Wildlife  
Science

DEGREE: M.Sc (Wildlife Management)

## SUMMARY

Herbivore-habitat relationships were studied on a game ranch in the Mopani veld. The Messina Experimental Farm served as study area. The experimental farm is situated 20 km west of the town of Messina in the Republic of South Africa and borders onto the Limpopo river. As prerequisite for a study on the ecological separation of Burchell's zebra, blue wildebeest, eland, gemsbok, giraffe, impala, kudu and warthog, a phytosociological classification of the vegetation was undertaken. The plant communities identified according to the Braun-Blanquet procedure, and the percentage area covered by each were as follows:

1. *Hyphaene coriacea* - *Eragrostis rotifer* short sparse woodland, 1.2 %
2. *Monechma divaricatum* - *Colophospermum mopane* low forest, 10.4 %
3. *Commiphora pyracanthoides* - *Aristida congesta* low open woodland, 1.7 %
4. *Mariscus rehmannianus* - *Colophospermum mopane* low closed woodland, 13.1 %.

5. *Kirkia acuminata* - *Enneapogon cenchroides* short closed woodland, 30.0 %.
6. *Blepharis diversispina* - *Combretum apiculatum* low closed woodland.
  - 6.1 *Tinnea rhodesiana* variant, 7.1 %.
  - 6.2 *Geigeria acaulis* variant, 25.7 %.
  - 6.3 *Abutilion austro-africanum* variant, 3.2 %.
7. *Tricholaena monachne* - *Commiphora tenuipetiolata* low thicket, 6.3 %.
8. *Ficus tettensis* - *Aristida meridionalis* tall closed woodland, 1.3 %.

A quantitative description of each plant community was done with a view to interpret herbivore-habitat preferences. A veld condition score according to the ecological index method as well as a grazing value method, were calculated for each plant community. According to the aim of the study the absolute veld condition score was of less importance than the relative scores. The dry weight rank (DWR) method of botanical analysis was calibrated for the study area and used to obtain an estimate of the grass layer standing crop in each plant community. A quadrat size of 0.7 x 0.7 m and surveying at least 100 quadrats per plant community provided an accurate estimate of the standing crop. The mean dry mass yield in the grass layer of all the plant communities was calculated as 222 kg ha<sup>-1</sup> which represented a grazing capacity of 41 ha LSU<sup>-1</sup>.

The leaf dry mass at peak biomass was estimated for the different plant communities in the study area. Estimates were calculated in terms of total leaf dry mass, as well as stratified to browsing heights of 1.5 m, 2.0 m and 5.0 m, respectively. The contribution of individual woody plantspecies to the total leaf dry mass ha<sup>-1</sup>, was presented for each plant community. Monthly assessments were made of the abundance of leaves in different phenological states for the most important woody species in each plant community. Differences were reported in the leaf carriage patterns and phenological composition of the leaves for the different plant communities, and also for the most important woody species. The contribution of *Colophospermum mopane* to the total leaf dry mass was conspicuous. Only a small percentage of the total leaf dry mass in all the plant communities was carried above 5.0 m. During September to November the availability of leaves for browsing ungulates was at its lowest.

In order to obtain an indication of the distribution and density of the large herbivores in the different plant communities, road strip counts were conducted from September 1993 until September 1994. Ungulate densities differed between the plant communities and giraffe, gemsbok, kudu and warthog displayed seasonal differences in plant community preferences. In addition to recording the type of plant community at each sighting station (sample site) the presence or absence of 20 categorized habitat variables were recorded. The frequency of observations was used as database and  $\chi^2$  tests conducted to test the null hypothesis for no difference in ungulate habitat preferences. Ungulate observations differed significantly for 14 of the 20 habitat variables that were noted ( $P < 0.05$ ), and these variables that contributed to the ecological separation of large herbivores on the Messina Experimental Farm were: plant community, slope, percentage rockiness, degree of utilization of the grass layer, visibility, tree density, shrub density, distance to shade, crown spread cover of forbs, crown spread cover of trees, grass height, veld condition score, percentage crown cover of trees 2 - 6 m in height and distance to water.

Histograms and correspondence analysis were used to determine the relationships of the ungulates with the environmental parameters.

The seasonal overlap in plant community selection of the different ungulates was calculated and correspondence analysis used to obtain a graphical display of the separation. A higher amount of overlap occurred in the wet season than in the dry season. This indicated that the ungulates were more selective when resources were limited and the degree of separation is therefore also larger in the dry season.

Preferences for plant communities, seasonal variations in these preferences and selection for specific environmental parameters, contributed to different levels of ecological separation of large herbivores on the Messina Experimental Farm.

Coefficients of competition, based on indices of overlap in habitat and diet selection, were calculated for the different ungulates. These coefficients were used to calculate replacement values in terms of livestock units and browser units. It is proposed that

these replacement values be used to calculate stocking rates for game ranches in the Mopani veld. The ungulate numbers that can be sustained on the Messina Experimental Farm in an average rainfall year, were calculated using the proposed replacement values.

## BEDANKINGS

Ek erken graag die hulp en ondersteuning van die volgende persone en instansies:

Die Departement van Landbou vir finansiële ondersteuning en toestemming wat verleen is om data vanuit 'n Departementele projek vir die verhandeling te gebruik;

Rudie van Wyk, Plaasbestuurder van die Messina-proefplaas, wat onontbeerlike hulp in die veld en om die vuur verleen het;

Prof. Noel van Rooyen, vir sy raad en ondersteuning, asook die kommentaar van Prof. J. du P. Bothma.

Malakia, Moses, Isak, Daniël, Jeremia en Silas wat lang ure saam met my in die veld deurgebring het;

Santie Du Plessis, vir die opsomming van die data wat die verwerking bespoedig het;

Nico Smit, veral vir sy hulp met die ontleding van die houtagtige plantegroei, maar ook sy kommentaar in die vroeë beplanningstadium van die projek;

Kevin Kirkman wat die droë massa rangorde metode aan my verduidelik het en ook rekenaarprogrammatuur beskikbaar gestel het vir die dataverwerking;

My ouers, vir hulle voortdurende belangstelling en aanmoediging;

My vrou Louise, vir die opofferings wat sy moes maak tydens al die alleenaande.

## VERWYSINGS

- ACOCKS, J.P.H. 1988. Veld types of South Africa, 3rd. edn. *Mem. bot. Surv. S. Afr.* 57: 1-146.
- ANDERSON, D.R., LAAKE, J.L., CRAIN, B.R. & BURNHAM, K.P. 1979. Guidelines for transect sampling of biological populations. *J. Wildl. Manage.* 43: 70-78.
- ANTHONY, R.G. & SMITH, N.S. 1977. Ecological relationships between mule deer and white-tailed deer in Southeastern Arizona. *Ecol. Mon.* 47: 255-277.
- ARNOLD, T.H. & DE WET, B.C. 1993. Plants of southern Africa: Names and distribution. *Mem. bot. Surv. S. Afr.* 62 : 1-825.
- AUCAMP, A.J. 1976. The role of the browser in the bushveld of the eastern Cape. *Proc. Grassld Soc. sth. Afr.* 11: 135-138.
- BARNES, D.L., ODENDAAL, J.J. & BEUKES, B.H. 1982. Use of the dry-weight rank method of botanical analysis in the eastern Transvaal highveld. *Proc. Grassld Soc. sth. Afr.* 17: 79-82.
- BARTON, J.M. 1983. Our understanding of the Limpopo Belt - a summary with proposals for future research. In: The Limpopo Belt, Van Biljon, W.J. & Legg, J.H., (eds.) *Spec. Publ. geol. Soc. S. Afr.* 8: 191-203.
- BEARDALL, G.M., JOUBERT, S.C.J. & RETIEF, P.F. 1984. An evaluation of the use of correspondence analysis for the analysis of herbivore - habitat selection. *S. Afr. J. Wildl. Res.* 14: 79-88.
- BIGALKE, R.C. 1966. Some thoughts on game farming. *Proc. Grassld Soc. sth. Afr.* 1: 95-102.
- BOSCH, O.J.H. & JANSE VAN RENSBURG, F.P. 1987. Ecological status of species on grazing gradients on the shallow soils of the western grassland biome in South Africa. *J. Grassl. Soc. South. Afr.* 4: 143-147.
- BOTHMA, J. DU P. 1988. Wildtellings. In: Wildplaasbestuur, Bothma, J. du P., (red.) Van Schaik, Pretoria.
- BOTHMA, J. DU P. & EBEDES, H. 1988. Wild en vee in teenstelling en in gemengde boerdery. In: Wildplaasbestuur, Bothma, J. du P., (red.) Van Schaik, Pretoria.
- BOTHMA, J. DU P. & VAN ROOYEN, N. 1988. Geskikte wildsoorte vir 'n wildplaas. In: Wildplaasbestuur, Bothma, J. du P., (red.) Van Schaik, Pretoria.



- BOTHMA, J. DU P., PEEL, M.J.S., PETTIT, S. & GROSSMAN, D. 1990. Evaluating the accuracy of some commonly used game counting methods. *S. Afr. J. Wildl. Res.* 20: 26-32.
- BRANSBY, D.I. & TAINTON, N.M. 1977. The disc pasture meter: possible applications in grazing management. *Proc. Grassld Soc. sth. Afr.* 12: 115-118.
- BREDENKAMP, G.J. & THERON, G.K. 1978. A synecological account of the Suikerbosrand Nature Reserve. 1. The phytosociology of the Witwatersrand geological system. *Bothalia* 12: 513-529.
- BREDENKAMP, G.J., JOUBERT, A.F. & BEZUIDENHOUT, H. 1989. A Reconnaissance survey of the vegetation of the plains in the Potchefstroom - Fochville - Parys area. *S. Afr. J. Bot.* 55: 199-206.
- BREDENKAMP, G.J., DEUTSCHLÄNDER, M.S. & THERON, G.K. 1993. A phytosociological analysis of the *Albizia harveyi* - *Eucleetum divinori* from sodic bottomland clay soils of the Manyeleti Game Reserve, Gazankulu, South Africa. *S. Afr. J. Bot.* 59: 57-64.
- BRUMMER, J.E., NICHOLS, J.T., ENGEL, R.K. & ESKRIDGE, K.M. 1994. Efficiency of different quadrat sizes and shapes for sampling standing crop. *J. Range Manage.* 47: 84-89.
- BURNHAM, K.P. & ANDERSON, D.R. 1984. The need for distance data in transect counts. *J. Wildl. Manage.* 48: 1248-1254.
- COUGHENOUR, M.B. 1991. Spatial components of plant-herbivore interactions in pastoral, ranching, and native ungulate ecosystems. *J. Range Manage.* 44: 530-542.
- DASMANN, R.F. 1964. African game ranching. Pergamon Press, Oxford.
- DAYTON, B.R. 1978. Standing crops of dominant *Combretum* species at three browsing levels in the Kruger National Park. *Koedoe* 21:67-76.
- DEKKER, B. 1995. Die droë massa rangorde metode van botaniese ontleding in die Mopanieveld noord van die Soutpansberg, Poster abstract, *Bull. Grassld Soc. Sth. Afr.* 6: 86.
- DEKKER, B. & VAN ROOYEN, N. 1995. Physical environment and plant communities of the Messina Experimental Farm. *S. Afr. J. Bot.* 61:158-167.
- DEKKER, B., VAN ROOYEN, N. & BOTHMA, J. DU P. 1996. Habitat partitioning by ungulates on a game ranch in the Mopani veld. Referaat aangebied by die kongres van die Natuurbestuursvereniging van suidelike Afrika, 9-11 April 1996, Kaapstad.
- DUNBAR, R.I.M. 1978. Competition and niche separation in a high altitude herbivore community in Ethiopia. *E. Afr. Wildl. J.* 16: 183-199.

- ENGELBRECHT, J.S. 1986. Ekologiese skeiding van die rooibok *Aepyceros melampus* Lichtenstein, waterbok *Kobus ellipsiprymnus* (Ogilby) en die koedoe *Tragelaphus strepsiceros* (Pallas) in die sentrale gebied van die Nasionale Krugerwildtuin. M.Sc (Natuurlewebestuur)-verhandeling, Universiteit van Pretoria, Pretoria.
- EDWARDS, D. 1972. Botanical survey and agriculture. *Proc. Grassld Soc. Sth. Afr.* 7: 15-19.
- EDWARDS, D. 1983. A broad scale structural classification of vegetation for practical purposes. *Bothalia* 14: 705-712.
- FABRICIUS, C. 1989. Habitat suitability assessment for indigenous browsing ungulates in the northern Cape. M.Sc dissertation, University of the Witwatersrand, Johannesburg.
- FABRICIUS, C. 1994. The relation between herbivore density and relative resource density at the landscape level: kudu in semi-arid savanna. *Afr. J. Range For. Sci.* 11: 7-10.
- FERRAR, A.A. & WALKER, B.H. 1974. An analysis of herbivore/habitat relationships in Kyle National Park, Rhodesia. *J. sth. Afr. Wildl. Mgmt. Ass.* 4: 137-147.
- FORAN, B.D., TANTON, N.M., BOOYSEN, P.DE V. 1978. The development of a method for assessing veld condition in three grassveld types of Natal. *Proc. Grassld Soc. Sth. Afr.* 13: 27-33.
- FRIEDEL, M.H. 1988. The development of veld assessment in the northern Transvaal savanna II: Mixed bushveld. *J. Grassl. Soc. South. Afr.* 5: 55-63.
- FULS, E.R., BREDENKAMP, G.J. & VAN ROOYEN, N. 1992a. The plant communities of the Vredefort - Kroonstad - Heilbron area, northern Orange Free State. *S. Afr. J. Bot.* 58: 224-230.
- FULS, E.R., BREDENKAMP, G.J., VAN ROOYEN, N. & THERON, G.K. 1992b. The physical environment and major plant communities of the Vredefort - Kroonstad - Heilbron area, northern Orange Free State. *S. Afr. J. Bot.* 58: 317-325.
- GEOLOGICAL MAP 1957. 2228 Beit Bridge geological map, 1:250 000 Geological series. Government printer, Pretoria.
- GORDON, I.J. & ILLIUS, A.W. 1989. Resource partitioning by ungulates on the Isle of Rhum. *Oecologia* 79: 383-388.
- GOUWS, A. 1995. Wild bestendig skaapboerdery. Landbouweekblad 915, 3 November.
- GREEN, M.J.B. 1987. Ecological separation in Himalayan ungulates. *J. Zool. Lond.* (B) 1: 693-719.

- GREENACRE, M.J. & VRBA, E.S. 1984. Graphical display and interpretation of antelope census data in African wildlife areas, using correspondence analysis. *Ecology* 65: 984-997.
- GUY, P.R., MAHLANGU, Z. & CHARIDZA, H. 1979. Phenology of some trees and shrubs in the Sengwa Wildlife Research Area, Zimbabwe-Rhodesia. *S. Afr. J. Wildl. Res.* 9:47-54.
- HAYDOCK, K.P. & SHAW, N.H. 1975. The comparative yield method for estimating dry matter yield of pasture. *Austr. J. Exp. Agric.* 15: 663-670.
- HALL-MARTIN, A.J. & FULLER, N.G. 1975. Observations on the phenology of some trees and shrubs of the Lengwe National Park, Malawi. *J. sth. Afr. Wildl. Mgmt. Ass.* 5:83-86.
- HALL-MARTIN, A.J. 1974. A note on the seasonal utilisation of different vegetation types by giraffe. *S. Afr. J. Sci.* 70: 122-123.
- HILL, M.O. 1979. TWINSPAN - a FORTRAN program for arranging multivariate data in an ordered two-way table by classification of the individuals and attributes. Cornell University, Ithaca, New York.
- HIRST, S.M. 1975. Ungulate - habitat relationships in a South African woodland/savanna. *Wildl. monogr.* no. 44, 60 pp.
- HOFMANN, R.R. & STEWART, D.R.M. 1972. Grazer or browser: a classification based on the stomach-structure and feeding habits of east African ungulates. *Mammalia* 36: 226-240.
- JANSE VAN RENSBURG, F.P. & BOSCH, O.J.H. 1990. Influence of habitat on the ecological grouping of grass species on a grazing gradient. *J. Grassl. Soc. South. Afr.* 7: 11-15.
- JARMAN, P.J. 1974. The social organisation of antelope in relation to their ecology. *Behaviour* 48: 215-267.
- JARMAN, P.J. & SINCLAIR, A.R.E. 1979. Feeding strategy and pattern of resource partitioning in ungulates. In: Serengeti: Dynamics of an Ecosystem, Sinclair, A.R.E. & Norton-Griffiths, M., (eds.) University of Chicago Press, Chicago.
- JOHNSON, D.H. 1980. The comparison of usage and availability measurements for evaluating resource preference. *Ecology* 61: 65-71.
- JONES, R.M. & HARGREAVES, J.N.G. 1979. Improvements to the dry-weight rank method for estimating dry matter yield of pasture. *Grass and For. Sci.* 34: 181-189.

- JORDAAN, J.J. 1991. Die identifikasie van voorkeur weispesies en die bepaling van hul produksie en produksiepatroon in die suur gemengde Transvaalse bosveld. M.Sc (Agric)-verhandeling, Universiteit van Pretoria, Pretoria.
- JOUBERT, S.C.J. 1976. The population ecology of the roan antelope *Hippotragus equinus equinus* (Desmarest, 1804), in the Kruger National Park. D.Sc. (Wildlife Management) thesis, University of Pretoria, Pretoria.
- JOUBERT, S.C.J. 1988. Dieregedrag. In: Wildplaasbestuur, Bothma, J. du P., (red.) Van Schaik, Pretoria.
- KELLY, R.D. & McNEILL L. 1980. Tests of two methods for determining herbaceous yield and botanical composition. *Proc. Grassld Soc. sth. Afr.* 15: 167-171.
- KIRKMAN, K.P., ENGELBRECHT, A. & COCKROFT, V.A. 1994. The dry weight rank method of botanical analysis: A valuable tool inexplicably largely ignored. *Bull. Grassld Soc. sth. Afr.* 5: 36-38.
- KOOIJ, M.S., BREDEKAMP, G.J. & THERON, G.K. 1990. The vegetation of the north-western Orange Free State, South Africa. 2. The D land type. *Bothalia* 20: 241 -248.
- LAMPREY, H.F. 1963. Ecological separation of the large mammal species in the Tarangire Game Reserve, Tanganyika. *E. Afr. Wildl. J.* 1: 63-69.
- LE ROUX, C.J.G., GRUNOW, J.O., MORRIS, J.W., BREDEKAMP, G.J. & SCHEEPERS, J.C. 1988. A classification of the vegetation of the Etosha National Park. *S. Afr. J. Bot.* 54: 1-10.
- LEUTHOLD, W. 1978. Ecological separation among browsing ungulates in Tsavo East National Park, Kenya. *Oecologia (Berl.)* 35: 21-252
- LOUW, A.J. 1970. 'n Ekologiese studie van die mopanieveld noord van die Soutpansberg. D.Sc. (Agric) proefskrif, Universiteit van Pretoria, Pretoria.
- MAY, R.M. 1975. Some notes on estimating the competition matrix,  $\alpha$ . *Ecology* 56: 737-741.
- McNAUGHTON, S.J. 1987. Adaption of herbivores to seasonal changes in nutrient supply. In: The nutrition of herbivores, Hacker, J.B. & Ternouth, J.H., (eds.) Academic Press, Sydney, Australia.
- McNAUGHTON, S.J. & GEORGIADIS, N.J. 1986. Ecology of African grazing and browsing mammals. *Ann. Rev. Ecol. Syst.* 17: 39-65.
- MEISSNER, H.H. 1982. Klassifikasie van plaasdiere en wild om weidingskapasiteit te beraam. *Boerdery in Suid-Afrika, vleysbeeste* C.3. Departement van Landbou en Visserye, Pretoria.

- MELTON, D.A. 1987. Habitat selection and resource scarcity. *S. Afr. J. Sci.* 83: 646-651.
- MENTIS, M.T. 1981. Evaluation of the wheel-point and step-point methods of veld condition assessment. *Proc. Grassld Soc. sth. Afr.* 16: 89-94.
- MENTIS, M.T. 1982. Hoofed game - asset or liability. *Farmer's Weekly*, July 9.
- MENTIS, M.T. 1983. Towards objective veld condition assessment. *Proc. Grassld Soc. sth. Afr.* 17: 84-89.
- MENTIS, M.T. 1984. Monitoring in South African grasslands. SANSP Report 91, CSIR, Pretoria.
- MENTIS, M.T. & DUKE, R.A. 1976. Carrying capacities of natural veld in Natal for large wild herbivores. *S. Afr. J. Wildl. Res.* 6: 65-74.
- MOORE, A. & ODENDAAL, A. 1987. Die ekonomiese implikasies van bosverdigting en bosbeheer soos van toepassing op 'n speenkalfproduksiestelsel in die doringbosveld van die Molopo gebied. *J. Grassl. Soc. South. Afr.* 4: 139-142.
- MORRIS, D.W. 1987. Ecological scale and habitat use. *Ecology* 68: 362-369.
- ORDINANSIE 12. 1983. Bylae 11. Beskermdede plante [Artikel 86(1)(a)], TPA Direktooraat Natuurbewaring. Staatsdrukker, Pretoria.
- O'REAGAN, P.J. & TURNER, J.R. 1992. An evaluation of the empirical basis for grazing management recommendations for rangeland in southern Africa. *J. Grassl. Soc. South. Afr.* 9: 38-49.
- OWEN-SMITH, N. 1988. Megaherbivores. Cambridge Univ. Press, Cambridge.
- OWEN-SMITH, N. & NOVELLIE P.A. 1982. What should a clever ungulate eat? *Am. Nat.* 119: 151-178.
- OWEN-SMITH, N. & COOPER, S.M. 1988. Plant palatability assessment and its implications for plant-herbivore relations. *J. Grassl. Soc. South. Afr.* 5: 72-75.
- OWEN-SMITH, N., COOPER, S.M. & NOVELLIE, P.A. 1983. Aspects of the feeding ecology of a browsing ruminant: the kudu. *S. Afr. J. Anim. Sci.* 13: 35-38.
- PAUW, J.C. 1988. Riglyne vir die bestuur van die natuurlewe in die bosveldgemeenskappe van die Atherstone Natuurreservaat in die Noordwes - Transvaal. M.Sc (Natuurlewebestuur)-verhandeling, Universiteit van Pretoria, Pretoria.
- PEEL, M.J.S. & BOTHMA, J.DU P. 1995. Comparison of the accuracy of four methods commonly used to count impala. *S. Afr. J. Wildl. Res.* 25: 41-43.

- PENNYCUICK, L. 1975. Movements of the migratory wildebeest population in the Serengeti area between 1960 and 1973. *E. Afr. Wildl. J.* 13: 65-87.
- PENRIDGE, L.K. & WALKER, J. 1988. The crown-gap ratio (C) and crown cover: Derivation and simulation study. *Austr. J. Ecol.* 13: 109-120.
- PIENAAR, U. DE V. 1963. The large mammals of the Kruger National Park, their distribution and present-day status. *Koedoe* 6: 1-37.
- PIENAAR, U. DE V. 1974. Habitat-preference in South African antelope species and its significance in natural and artificial distribution patterns. *Koedoe* 17: 185-195.
- PIEPER, R.D. & BECK R.F. 1990. Range condition from an ecological perspective: Modification to recognize multiple use objectives. *J. Range Manage.* 43: 550-552.
- PRINS, H.H.T. , VAN DER JEUGD, H.P. & BEEKMAN, J.H. 1994. Elephant decline in Lake Manyara National Park, Tanzania. *Afr. J. Ecol.* 32: 185-191.
- ROSCOE, J.T. & BYARS, J.A. 1971. An investigation of the restraints with respect to sample size commonly imposed on the use of the Chi-Square statistic. *J. Am. Stat. Assoc.* 66: 755-759.
- ROUX, P.W. 1963. The descending-point method of vegetation survey. A point-sampling method for the measurement of semi-open grasslands and Karoo vegetation in South Africa. *S. Afr. J. Agric. Sci.* 6: 273-288.
- SACS (South African Committee for Stratigraphy). 1980. Stratigraphy of South Africa, Part 1 (comp. L.E. Kent). Lithography of the Republic of South Africa, South West Africa/Namibia and the Republics of Bophutatswana, Transkei and Venda. *Handb. Geol. Surv. S. Afr.* 8: 1-690.
- SCHOENER, T.W. 1982. The controversy over interspecific competition. *Am. Sci.* 70: 586-595.
- SENFT, R.L., COUGHENOUR, M.B., RITTENHOUSE, L.R., SALA, O.E. & SWIFT, D.M. 1987. Large Herbivore Foraging and Ecological Hierarchies. *BioScience* 37: 789-799.
- SINCLAIR, A.R.E. 1979. The eruption of the ruminants. In: Serengeti: Dynamics of an Ecosystem, Sinclair, A.R.E. & Norton-Griffiths, M., (eds.) University of Chicago Press, Chicago.
- SINCLAIR, A.R.E. 1985. Does interspecific competition or predation shape the African ungulate community? *J. Anim. Ecol.* 54: 899-918.
- SINCLAIR, A.R.E. & NORTON-GRIFFITHS, M. 1982. Does competition or facilitation regulate ungulate populations in the Serengeti? A test of Hypotheses. *Oecologia* 53:364-369.

- SINGER, F.J. 1979. Habitat partitioning and wildfire relationships of cervids in Glacier National Park, Montana. *J. Wildl. Manage.* 43: 437-444.
- SKINNER, J.D. 1989. Game ranching in Southern Africa. In: Wildlife production systems - economic utilization of wild ungulates, Hudson, R.J., Drew, K.R. & Baskin L.M., (eds.) Cambridge Univ. Press, Cambridge.
- SKINNER, J.D. & SMITHERS, R.H.N. 1990. The mammals of the southern African subregion. University of Pretoria, Pretoria.
- SMILAUER, P. 1992. CanoDraw. User's Guide. Microcomputer Power, Ithaca, New York.
- SMIT, G.N. 1988. Die invloed van langtermyn graslaag benuttingspraktyke op die Suur - gemengde Bosveld. M.Sc (Agric)-verhandeling, Universiteit van Pretoria, Pretoria.
- SMIT, G.N. 1989a. Quantitative description of woody plant communities: Part 1. An approach. *J. Grassl. Soc. South. Afr.* 6: 186-191.
- SMIT, G.N. 1989b. Quantitative description of woody plant communities: Part 2. Computerized calculation procedures. *J. Grassl. Soc. South. Afr.* 6: 192-194.
- SMIT, G.N. 1994. The influence of intensity of tree thinning on Mopani veld. PhD thesis, University of Pretoria, Pretoria.
- SMIT, G.N. & RETHMAN, N.F.G. 1989. Implikasies van subhabitat-diversiteit en die rol van bestuur op die voorkoms van 'n aantal grasspesies van die suuragtige-gemengde bosveld. *J. Grassl. Soc. South. Afr.* 6:44-50.
- SMIT, G.N. & SWART, J.S. 1994. Influence of leguminous trees and non- leguminous woody plants on the herbaceous layer and soil under varying competition regimes in mixed bushveld. *Afr. J. Range For. Sci.* 11: 27-33.
- SNYMAN, D.D. 1989. Verwantskap tussen veldtoestand, reënval en dierebelading in die mopanieveld. M.Sc (Agric)-verhandeling, Universiteit van Pretoria, Pretoria.
- SNYMAN, D.D. 1991. Drakragnorme vir wildplase in die Mopanieveld, noord van die Soutpansberg. Departement van Landbou-ontwikkeling, Direktoraat Landbou-inligting, Pretoria.
- SNYMAN, D.D., GROSSMAN, D. & RETHMAN, N.F.G. 1990. Tekortkominge van die Dyksterhuis verwante klassifikasiesisteme om veldtoestand in semi-ariëde gebiede te bepaal. *J. Grassl. Soc. South. Afr.* 7: 273-276.
- STUART-HILL, G.C. 1989a. Some problems with using proportional species composition. In: Veld management in the eastern Cape, Danckwerts, J.E. & Teague, W.R., (eds.) Government printer, Pretoria.

- STUART-HILL, G.C. 1989b. Adaptive management: the only practicable method of veld management. In: Veld management in the eastern Cape, Danckwerts, J.E. & Teague, W.R., (eds.) Government printer, Pretoria.
- TAINTON, N.M., EDWARDS, P.J. & MENTIS, M.T. 1980. A revised method for assessing veld condition. *Proc. Grassld Soc. sth. Afr.* 15:37-42.
- ter BRAAK, C.J.F. 1990. CANOCO - a FORTRAN program for Canonical Community Ordination. Microcomputer Power, Ithaca, New York, USA.
- ter BRAAK, C.J.F. 1995. Ordination. In: Data analysis in community and landscape ecology, Jongman, R.H.G., ter Braak, C.J.F. & Van Tongeren, O.F.R., (eds.) Cambridge Univ. Press, Cambridge.
- t'MANNETJIE, L. & HAYDOCK, K.P. 1963. The dry-weight rank method for the botanical analysis of pasture. *J. Brit. Grassl. Soc.* 18:268-275.
- TROLLOPE, W.S.W., TROLLOPE, L.A. & BOSCH, O.J.H. 1990a. Veld and pasture terminology in southern Africa. *J. Grassl. Soc. South. Afr.* 7: 52-61.
- TROLLOPE, W.S.W., POTGIETER, A.L.F. & ZAMBATIS, N. 1990b. Development of a technique for assessing veld condition in the Kruger National Park using key grass species. *Koedoe* 32: 67-93.
- VAN ARK, H. 1981. Eenvoudige biometriese tegnieke en proefontwerpe met spesiale verwysing na entomologiese navorsing. *Wet. Pamf. Dep. Landb. Vis. Repub. S. Afr.* No. 396. Staatsdrukker, Pretoria.
- VAN ARK, H. 1992. Comparison of frequencies, version 2.0. Agricultural Research Council, Pretoria.
- VAN REENEN, D.D., ROERING, C., ASHWAL, L.D. & DE WITT, M.J. 1992a. Forward. In: Precambrian research, Van Reenen, D.D., Roering, C., Ashwal, L.D. & De Witt, M.J., (eds.) Vol. 55, no. 1-4, Elsevier, Amsterdam.
- VAN REENEN, D.D., ROERING, C., ASHWAL, L.D. & DE WITT, M.J. 1992b. Regional geological setting of the Limpopo belt. In: Precambrian research, Van Reenen, D.D., Roering, C., Ashwal, L.D. & De Witt, M.J., (eds.) Vol. 55, no. 1-4, Elsevier, Amsterdam.
- VAN ROOYEN, N. 1978. 'n Ekologiese studie van die plantgemeenskappe van die Punda Milia - Pafuri - Wambiya gebied in die Nasionale Krugerwildtuin. M.Sc.-verhandeling, Universiteit van Pretoria, Pretoria.
- VORSTER, M. 1982. Development of the ecological index method for assessing veld condition in the Karoo. *Proc. Grassld Soc. sth. Afr.* 17: 84-89.



- WALKER, B.H. 1976. An assessment of the ecological basis of game ranching in southern African savannas. *Proc. Grassld Soc. Sth. Afr.* 11: 125-130.
- WALKER, B.H. 1980. A review of browse and its role in livestock production in southern Africa. In: Le Houérou H.N. (ed.) *Browse in Africa, the current state of knowledge*. International livestock Centre for Africa, Addis Ababa, Ethiopia.
- WALKER, J., CRAPPER, P.F. & PENRIDGE, L.K. 1988. The crown-gap ration (C) and crown cover : The field study. *Austr. J. Ecol.* 13: 101-108.
- WEAVER, S.M. 1995. Habitat utilisation by selected herbivores in the Klaserie Private Nature Reserve, South Africa. M.Sc (Wildlife Management) dissertation, University of Pretoria, Pretoria.
- WENTZEL, J.J. 1990. Ekologiese skeiding van geselekteerde herbivoor spesies in die benede Sabie-Krokodilrivier gebied van die Nasional Krugerwildtuin. M.Sc (Natuurlewebestuur)-verhandeling, Universiteit van Pretoria, Pretoria.
- WERGER, M.J.A. & COETZEE, B.J. 1978. The Sudano-Zambezian Region. In: *Biogeography and ecology of southern Africa*, Werger, M.J.A., (ed.) Junk, The Hague.
- WESTFALL, R.H., VAN ROOYEN, N. & THERON, G.K. 1983. Veld condition assessment in sour bushveld. *Proc. Grassld Soc. sth. Afr.* 18: 73-76.
- WESTHOFF, V. & VAN DER MAAREL, E. 1978. The Braun-Blanquet approach. In: *Classification of plant communities*, Whittaker, R.H. (ed.) Junk, The Hague.
- WESTERN, D. 1975. Water availability and its influence on the structure and dynamics of a savannah large mammal community. *E. Afr. Wildl. J.* 13: 265-286.
- WESTOBY, M. 1974. An analysis of diet selection of large generalist herbivores. *Am. Nat.* 108: 290-304.
- WESTOBY, M., WALKER, B. & NOY-MEIR, I. 1989. Opportunistic management for rangelands not at equilibrium. *J. Range Manage.* 42: 266-274.
- WILLIAMSON, D.T., WILLIAMSON, J. & NGWAMOTSOKO, K.T. 1988. Wildebeest migration in the Kalahari. *Afr. J. Ecol.* 26: 269-280.
- WYDEVEN, A.P. & DAHLGREN, R.B. 1985. Ungulate habitat relationships in Wind Cave National Park. *J. Wildl. Manage.* 49: 805-813.
- YOUNG, E. 1972. Observations on the movement patterns and daily home range size of impala, *Aepyceros melampus* (Lichtenstein) in the Kruger National Park. *Zool. Afr.* 7: 187-195.

YOUNG, E. 1982. Metodes om wild te tel en te oes, moderne wildboerdery no. 27.  
Landbouweekblad, 3 September.

**Bylae 1: Die loodregte sigafstand (w) in meter, afstand gery (L) in kilometer,**

opperlakte van die padstrooktelling (h = 2wL) in hektaar, oppervlakte van elke plantgemeenskap en beramde getal van die verskillende wildsoorte (N = nH/h) in die warm droë seisoen (D warm), nat seisoen en koel droë seisoen (D koel), vir die tydperk September 1993 tot September 1994 op die Messina-proefplaas.

Bontkwagga															
Plantgemeenskap															
Naam	w (m)			L (km)			h (ha)			H (ha)			N		
	D Warm	Nat	D koel	D Warm	Nat	D koel	D Warm	Nat	D koel	D Warm	Nat	D koel	D Warm	Nat	D koel
1&2	*	*	*	115.2	98.3	97.8	1255.7	1520.4	1388.8	422.0	1	1	0		
4	*	115	*	168.1	124.0	122.7	1832.3	2852.0	1742.3	510.0	0	1	0		
5	64	53	85	351.8	258.5	214.9	4503.0	2740.1	3653.3	947.0	9	7	3		
6.1	*	*	*	122.5	55.5	60.1	1335.3	858.4	853.4	495.0	0	0	0		
6.2	45	64	83	450.3	316.2	321.4	4052.7	4047.4	5335.2	1698.0	5	3	2		
6.3	*	*	*	101.3	58.6	59.2	1104.2	906.3	840.6	227.0	0	0	0		
7	*	*	45	44.6	32.6	47.0	486.1	504.2	423.0	222.0	1	0	0		
8	*	*	*	12.0	14.4	12.0	130.8	222.7	170.4	84.0	0	0	0		
Tot/Gem	54.5	77.3	71.0	1365.8	958.1	935.1				4605.0	15	11	5		10
Kameelperd															
Plantgemeenskap															
Naam	w (m)			L (km)			h (ha)			H (ha)			N		
	D Warm	Nat	D koel	D Warm	Nat	D koel	D Warm	Nat	D koel	D Warm	Nat	D koel	D Warm	Nat	D koel
1&2	*	*	*	115.2	98.3	97.8	1658.9	786.4	1193.2	422.0	0	0	0		
4	88	*	72	168.1	124.0	122.7	2958.6	992.0	1766.9	510.0	1	0	12		
5	80	*	*	351.8	258.5	214.9	5628.8	2068.0	2621.8	947.0	1	0	0		
6.1	*	*	*	122.5	55.5	60.1	1764.0	444.0	733.2	495.0	0	0	0		
6.2	48	40	50	450.3	316.2	321.4	4322.9	2529.6	3214.0	1698.0	2	1	2		
6.3	*	*	*	101.3	58.6	59.2	1458.7	468.8	722.2	227.0	0	0	0		
7	*	*	*	44.6	32.6	47.0	642.2	260.8	573.4	222.0	0	0	0		
8	*	*	*	12.0	14.4	12.0	172.8	115.2	146.4	84.0	2	0	0		
Tot/Gem	72.0	40.0	61.0	1365.8	958.1	935.1				4605.0	5	1	13		7

Eland													
Plantgemeenskap													N
Naam	w (m)			L (km)			h (ha)			H (ha)			N
	D Warm	Nat	D koel	D Warm	Nat	D koel	D Warm	Nat	D koel	D Warm	Nat	D koel	
1&2	*	*	*	115.2	98.3	97.8	1981.4	1966.0	1173.6	422.0	1	0	0
4	74	*	60	168.1	124.0	122.7	2487.9	2480.0	1472.4	510.0	1	1	0
5	98	100	*	351.8	258.5	214.9	6895.3	5170.0	2578.8	947.0	4	4	0
6.1	*	*	*	122.5	55.5	60.1	2107.0	1110.0	721.2	495.0	0	0	0
6.2	*	*	*	450.3	316.2	321.4	7745.2	6324.0	3856.8	1698.0	0	0	0
6.3	*	*	*	101.3	58.6	59.2	1742.4	1172.0	710.4	227.0	0	0	0
7	*	*	*	44.6	32.6	47.0	767.1	652.0	564.0	222.0	0	0	0
8	*	*	*	12.0	14.4	12.0	206.4	288.0	144.0	84.0	0	0	0
Tot/Gem	86.0	100.0	60.0	1365.8	958.1	935.1				4605.0	6	5	0
Blouwildebees													
Plantgemeenskap													N
Naam	w (m)			L (km)			h (ha)			H (ha)			N
	D Warm	Nat	D koel	D Warm	Nat	D koel	D Warm	Nat	D koel	D Warm	Nat	D koel	
1&2	*	*	*	115.2	98.3	97.8	1912.3	1317.2	1564.8	422.0	1	0	0
4	77	50	80	168.1	124.0	122.7	2588.7	1240.0	1963.2	510.0	13	5	12
5	46	*	*	351.8	258.5	214.9	3236.6	3463.9	3438.4	947.0	16	0	0
6.1	*	*	*	122.5	55.5	60.1	2033.5	743.7	961.6	495.0	0	0	0
6.2	126	84	*	450.3	316.2	321.4	11347.6	5312.2	5142.4	1698.0	3	2	6
6.3	*	*	*	101.3	58.6	59.2	1681.6	785.2	947.2	227.0	0	0	0
7	*	*	*	44.6	32.6	47.0	740.4	436.8	752.0	222.0	4	0	0
8	*	*	*	12.0	14.4	12.0	199.2	193.0	192.0	84.0	0	0	0
Tot/Gem	83.0	67.0	80.0	1365.8	958.1	935.1				4605.0	35	6	18

Koedoe															
Plantgemeenskap														N	
Naam	w (m)			L (km)			h (ha)			H (ha)			D Warm	Nat	D koel
	D Warm	Nat	D koel	D Warm	Nat	D koel	D Warm	Nat	D koel	D Warm	Nat	D koel			
1&2	55	48	54	115.2	98.3	97.8	1267.2	943.7	1056.2	422.0	9	1	3		
4	77	85	89	168.1	124.0	122.7	2588.7	2108.0	2184.1	510.0	1	5	16		
5	54	63	83	351.8	258.5	214.9	3799.4	3257.1	3567.3	947.0	4	16	9		
6.1	108	58 *		122.5	55.5	60.1	2646.0	643.8	796.8	495.0	3	2	0		
6.2	70	61	66	450.3	316.2	321.4	6304.2	3857.6	4242.5	1698.0	8	17	19		
6.3	49 *		70	101.3	58.6	59.2	992.7	703.2	828.8	227.0	2	1	0		
7	15	55	53	44.6	32.6	47.0	133.8	358.6	498.2	222.0	5	0	2		
8	50	50	49	12.0	14.4	12.0	120.0	144.0	117.6	84.0	0	0	0		
Tot/Gem	59.8	60.0	66.3	1365.8	958.1	935.1				4605.0	32	42	49	41	
Gemsbok															
Plantgemeenskap														N	
Naam	w (m)			L (km)			h (ha)			H (ha)			D Warm	Nat	D koel
	D Warm	Nat	D koel	D Warm	Nat	D koel	D Warm	Nat	D koel	D Warm	Nat	D koel			
1&2	54	50	40	115.2	98.3	97.8	1244.2	983.0	782.4	422.0	3	7	1		
4	143	83	110	168.1	124.0	122.7	4807.7	2058.4	2699.4	510.0	1	2	1		
5	70	52 *		351.8	258.5	214.9	4925.2	2688.4	3223.5	947.0	3	1	0		
6.1 *	*	*	*	122.5	55.5	60.1	2015.1	721.5	901.5	495.0	0	0	0		
6.2	62	75 *		450.3	316.2	321.4	5583.7	4743.0	4821.0	1698.0	0	5	0		
6.3 *	*	*	*	101.3	58.6	59.2	1666.4	761.8	888.0	227.0	0	0	0		
7 *	*	*	*	44.6	32.6	47.0	733.7	423.8	705.0	222.0	0	0	0		
8 *	*	*	*	12.0	14.4	12.0	197.4	187.2	180.0	84.0	0	0	0		
Tot/Gem	82.3	65.0	75.0	1365.8	958.1	935.1				4605.0	8	15	2	8	

Rooibok															
Plantgemeenskap														N	
Naam	w (m)			L (km)			h (ha)			H (ha)					
	D Warm	Nat	D koel	D Warm	Nat	D koel	D Warm	Nat	D koel	D Warm	Nat	D koel	D Warm	Nat	D koel
1&2	40	56	55	115.2	98.3	97.8	921.6	1101.0	1075.8	422.0	48	51	17		
4	105	72	63	168.1	124.0	122.7	3530.1	1785.6	1546.0	510.0	63	58	41		
5	89	63	70	351.8	258.5	214.9	6262.0	3257.1	3008.6	947.0	40	91	60		
6.1	87	78	48	122.5	55.5	60.1	2131.5	865.8	577.0	495.0	6	13	4		
6.2	62	59	55	450.3	316.2	321.4	5583.7	3731.2	3535.4	1698.0	105	100	100		
6.3	68	60	57	101.3	58.6	59.2	1377.7	703.2	674.9	227.0	4	7	1		
7	106	44	52	44.6	32.6	47.0	945.5	286.9	488.8	222.0	1	16	11		
8	67	35	57	12.0	14.4	12.0	160.8	100.8	136.8	84.0	6	21	0		
Tot/Gem	78.0	58.4	57.2	1365.8	958.1	935.1				4605.0	273	357	235	288	
Vlakvark															
Plantgemeenskap														N	
Naam	w (m)			L (km)			h (ha)			H (ha)					
	D Warm	Nat	D koel	D Warm	Nat	D koel	D Warm	Nat	D koel	D Warm	Nat	D koel	D Warm	Nat	D koel
1&2	49	30	55	115.2	98.3	97.8	1129.0	589.8	1075.8	422.0	9	1	3		
4	45	50	44	168.1	124.0	122.7	1512.9	1240.0	1079.8	510.0	1	5	16		
5	37	47	71	351.8	258.5	214.9	2603.3	2429.9	3051.6	947.0	4	16	9		
6.1	52 *	*	*	122.5	55.5	60.1	1274.0	466.2	652.1	495.0	3	2	0		
6.2	59	41	47	450.3	316.2	321.4	5313.5	2592.8	3021.2	1698.0	8	17	19		
6.3	35 *	*	*	101.3	58.6	59.2	709.1	492.2	642.3	227.0	2	1	0		
7	37 *	*	*	44.6	32.6	47.0	330.0	273.8	510.0	222.0	5	0	2		
8 *	*	*	*	12.0	14.4	12.0	107.7	121.0	130.2	84.0	0	0	0		
Tot/Gem	44.9	42.0	54.3	1365.8	958.1	935.1				4605.0	34	43	48	42	

**Bylae 2:** Kodes vir die omgewingseienskappe wat gebruik is in die ooreenstemmingsanalise (Figuur 25, Hoofstuk 7).

A1	Geen ander diere teenwoordig nie
A2	Ander diere teenwoordig
B1	Geen of ligte beweide kruidstratum
B2	Matige beweide kruidstratum
B3	Swaar beweide kruidstratum
BD1	0 - 150 bome per ha
BD2	> 150 - 300 bome per ha
BD3	> 300 - 500 bome per ha
BD4	> 500 bome per ha
BKV1	kroonverspreidingsbedekking van bome 0 - 10 %
BKV2	kroonverspreidingsbedekking van bome > 10 - 30 %
BKV3	kroonverspreidingsbedekking van bome > 30 %
G1	Grashoogte 0 - 150 mm
G2	Grashoogte > 150 - 300 mm
G3	Grashoogte > 300 mm
H1	Helling 0 - 1°
H2	Helling >1 - 3°
H3	Helling > 3°
K1	Klipbedekking 0 - 1 %
K2	Klipbedekking > 1 - 30 %
K3	Klipbedekking > 30 %
KKV1	kroonverspreidingsbedekking van kruide 0 - 5 %

**Bylae 2: Vervolg**

KKV2 kroonverspreidingsbedekking van kruide > 5 - 10 %

KKV3 kroonverspreidingsbedekking van kruide > 10 %

KR1 Kroonbedekking (2 - 6 m) 0 - 10 %

KR2 Kroonbedekking (2 - 6 m) >10 - 20 %

KR3 Kroonbedekking (2 - 6 m) > 20 - 40 %

KR4 Kroonbedekking (2 - 6 m) > 40 %

O1 0 - 25 % obstruksie in sig

O2 > 25 - 50 % obstruksie in sig

O3 > 50 % obstruksie in sig

SD1 0 -250 struik per ha

SD2 > 250 - 500 struik per ha

SD3 > 500 - 750 struik per ha

SD4 > 750 struik per ha

SK1 0 - 2 m vanaf skadu

SK2 > 2 - 6 m vanaf skadu

SK3 > 6 m vanaf skadu

V1 Veldtoestandtelling < 200

V2 Veldtoestandtelling 200 - 400

V3 Veldtoestandtelling > 400

W1 0 - 500 m vanaf water

W2 > 500 - 1000 m vanaf water

W3 > 1000 - 1500 m vanaf water

W4 > 1500 m vanaf water



**Bylae 2: Vervolg**

R1 Waarneming in ekotoon

R2 Waarneming nie in ekotoon