

RIGLYNE VIR DIE BESTUUR VAN DIE NATUURLEWE IN DIE
BOSVELDGEMEENSAPPE VAN DIE ATHERSTONE NATUURRESERVAAT
IN DIE NOORDWES-TRANSVAAL

deur

JOHAN CHRISTOPHER PAUW

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

MSc. (Natuurlewebestuur)

in die
Fakulteit Natuurwetenskappe
Universiteit van Pretoria
Pretoria

Desember 1988

RIGLYNE VIR DIE BESTUUR VAN DIE NATUURLEWE IN DIE
BOSVELDGEMEENSKAPPE VAN DIE ATHERSTONE NATUURRESERVAAT
IN DIE NOORDWES-TRANSVAAL

deur

J.C. PAUW

LEIER: Professor J. du P. Bothma
Eugène Marais Leerstoel in Natuurlewebestuur
Departement Dierkunde
Universiteit van Pretoria
Pretoria

MEDE-LEIER: Dr. N van Rooyen
Departement Plantkunde
Universiteit van Pretoria
Pretoria

UITTREKSEL

Filosofiese, algemene, fisiografiese, klimatologiese, biotiese en plantekologiese aspekte sowel as die beskikbaarheid van blaarmateriaal en die habitatsvoorkeure van groter diersoorte is as basis vir toekomstige natuurlewebestuur in die Atherstone Natuurreservaat ondersoek. Algemene riglyne sowel as riglyne vir die bestuur van die veld en die wildbevolkings word voorgestel. 'n Moniteringsprogram en die praktiese toepassing van 'n stelsel van aanpassingsbestuur word uitgespel.

ABSTRACT

Philosophical, general, physiographical, climatological, biotic and plant ecological aspects as well as the availability of browse and the habitat preferences of the larger animals were investigated to serve as a basis for future wildlife management in the Atherstone Nature Reserve. General guidelines as well as guidelines for veld and game management are suggested. A monitoring program and the practical application of adaptive management are explained.

OPGEDRA AAN MNR. EN MEV. J.C. PAUW EN NORMAN ATHERSTONE

" Die mens is die natuur in soverre hy die oorheersende krag
geword het wat betref die rigting en tempo van natuurlike
ontwikkeling op die aarde."

(Uit: "Mens in Konteks" deur Jordaan & Jordaan, 1984)

DANKBETUIGING

Mnr. Norman Atherstone wat my die vryheid van sy "koninkryk" toegestaan het en sy rykdom van kundigheid met my gedeel het. Mej. Cissy Dicks wat in lewe, ten spyte van 'n hoë ouderdom, onbeperkte gasvryheid aan my verleen het. Mnr. Alan McGill vir die hulp wat hy vir my op die reservaat was.

Prof. J. du P. Bothma, Dr. N. van Rooyen en Prof. G.K. Theron vir die inspirasie en akademiese voorbeeld wat aan my gegee is.

Mnr. Johan en Mev. Salie Pauw vir die volgehoue finansiële en morele ondersteuning die afgelope vyf jaar.

Die WNNR en die Universiteit van Pretoria vir die verskaffing van fondse en 'n infrastruktuur aan die studie.

Die Departement van Landbou en Watervoorsiening, meer in besonder Dr. D. Grossman, vir die grasie wat aan my verleen is om die verhandeling tydens amptelike werksure te voltooi en vir die geduld waarmee die voltooiing afgewag is.

Mejj. L. du Plessis, O. van Deventer, M. van den Berg, A. Vermaak, Mnr. G. Montagu en Mev. L. Thomas, almal van die Navorsingsentrum vir Weiding, vir tikwerk, tegniese hulp en die versorging en proeflees van die verhandeling.

Kollegas, naby en ver, vir die mededeling van besondere kennis en vir die bydrae tot my eie ryppwordingsproses.

My besondere vriendekring vir die belangstelling en deelname aan my persoonlike aktiwiteite.

INHOUDSOPGAWE

HOOFSTUK	BLADSY
1 Inleiding	1
2 `n Algemene Oorsig van die Atherstone Natuur- reservaat	9
<u>LIGGING</u>	9
<u>DEMOGRAFIE</u>	9
<u>BOERDERYBEDRYWIGHEDE</u>	14
<u>GESKIEDKUNDIGE AGTERGROND</u>	16
<u>GEVOLGTREKKINGS</u>	19
3 Die Fisiografie van die Atherstone Natuurreservaat	22
<u>INLEIDING</u>	22
<u>GEOLOGIE</u>	22
<u>GEOMORFOLOGIE</u>	24
<u>GROND</u>	25
AGTERGROND	25
METODES	26
RESULTATE EN BESPREKING	27
4 Die Klimaat van die Atherstone Natuurreservaat	31
<u>KLIMAAT</u>	31
<u>SONSTRALING</u>	31
<u>TEMPERATUUR</u>	32
<u>REËNVAL</u>	32
<u>KLIMAATSKLASSIFIKASIE</u>	35
<u>BESPREKING</u>	36
5 Biotiese Faktore	38
<u>INLEIDING</u>	38
<u>VELDBRAND</u>	38
<u>PLANTEGROEIBENUTTING DEUR HERBIVORE</u>	41
<u>GRONDBEWERKING</u>	47
<u>ROOFDIERE</u>	47
<u>INSEKPLAE</u>	48
<u>VOERTUIGPAAIE</u>	49
<u>HEININGS</u>	49
<u>WATERLEIVORE EN KUNSMATIGE WATERVOORSIENING</u>	51
<u>BESPREKING</u>	51

6 Die Plantegroei van die Atherstone Natuurreservaat	59
<u>INLEIDING</u>	59
<u>METODES</u>	60
<u>RESULTATE EN BESPREKING</u>	65
DIE <u>STIPAGROSTIS UNIPLUMIS-TERMINALIA SERICEA</u> KORT OOP BOOMVELD	67
DIE <u>GREWIA BICOLOR-COMBRETUM APICULATUM</u> KORT OOP BOOMVELD	71
DIE <u>GREWIA FLAVA-ACACIA ERUBESCENS</u> KORT OOP BOOMVELD	73
DIE <u>CYBBOPOGON VALIDUS-ACACIA NILOTICA</u> KORT OOP BOOMVELD	79
DIE <u>ISCHAEMUM AFRUM-ACACIA TENUISPINA</u> LAE OOP BOOMVELD	83
7 Veldtoestande in die Atherstone Natuurreservaat	90
<u>INLEIDING</u>	90
<u>METODES</u>	92
DIE EKOLOGIESE METODE	92
DIE SMAAKLIKHEIDSMETODE	96
<u>RESULTATE EN BESPREKING</u>	97
<u>GEVOLGTREKKINGS</u>	99
8 Die Beskikbaarheid van Blaarmateriaal in die Houtagtige Komponent van die Plantegroei en die Berekening van Blaarvreetkapasiteit	101
<u>INLEIDING</u>	101
<u>METODES</u>	103
INLEIDING	103
DIE SKATTINGSMETODE VIR DIE BEPALING VAN BLAARBESKIKBAARHEID	105
<u>RESULTATE EN BESPREKING</u>	113
<u>DIE BERAMING VAN BLAARVREETKAPASITEIT</u>	122
9 Die Habitatsvoorkeure van Groter Diersoorte in die Atherstone Natuurreservaat	128
<u>INLEIDING</u>	128
<u>METODES</u>	130
<u>RESULTATE</u>	140

<u>BESPREKING</u>	146
METODES	146
DIE <u>STIPAGROSTIS UNIPLUMIS-TERMINALIA SERICEA</u>	
KORT OOP BOOMVELD	150
DIE <u>GREWIA BICOLOR-COMBRETUM APICULATUM</u> KORT OOP	
BOOMVELD	152
DIE <u>GREWIA FLAVA-ACACIA ERUBESCENS</u> KORT OOP BOOMVELD	154
DIE <u>CYBBOGON VALIDUS-ACACIA NILOTICA</u> KORT OOP	
BOOMVELD	156
DIE <u>ISCHAEMUM AFRUM-ACACIA TENUISPINA</u> LAE OOP	
BOOMVELD	156
ALGEMEEN	157
10 Riglyne vir die Bestuur van die Natuurlewe in die	
Atherstone Natuurreservaat	161
<u>INLEIDING</u>	161
<u>ALGEMENE RIGLYNE</u>	162
DOELWITTE	162
DIE GROOTTE EN DIE VORM VAN DIE RESERVAAT	165
VOERTUIGPAAIE	166
WATERVOORSIENING	167
WEIKAPASITEIT	167
<u>VELDBESTUUR</u>	175
BOSVERDIGTING	175
WISSELWEIDING VERSUS AANHOUDENDE BEWEIDING	177
RADIKALE VELDVERBETERING	178
<u>WILDBESTUUR</u>	179
WILDBEVOLKINGS	179
DIE MANIPULERING VAN WILDGETALLE	179
SIEKTE- EN PARASJETBEHEER	182
ROOFDIERBEHEER	183
<u>MONITERING EN AANPASSINGSBESTUUR</u>	183
11 Oorsig	191
SAMEVATTING	197
SUMMARY	200
VERWYSINGS	203

BYLAE	225
1 Lys van opvallende plantsoorte in die Atherstone Natuurreservaat, Noordwes-Transvaal, gedurende 1984 tot 1985	225
2 Lys van groter soogdiersoorte in die Atherstone Natuurreservaat, Noordwes-Transvaal, gedurende 1984 tot 1987	239
3 Lys van opvallende voëlsoorte in die Atherstone Natuurreservaat, Noordwes-Transvaal, gedurende 1984 tot 1986	241

LYS VAN TABELLE

NOMMER	OPSKRIF	BLADSY
1	Die benaderde oppervlaktes (ha) van die oorspronklike plase waaruit die Atherstone Natuurreservaat, Thabazimbi-distrik, Noordwes-Transvaal, bestaan	11
2	Die getal jag- en waarnemersdae wat in die Atherstone Natuurreservaat, Noordwes-Transvaal, gedurende die periode 1984 tot 1987 gespandeer is	13
3*	Die wildgetalle in die Atherstone Natuurreservaat, Noordwes-Transvaal, bereken vanaf totale lugsensusse gedurende Desember 1983 (Bruton, ongepubliseerd) en Augustus 1986 (Krynauw, ongepubliseerd)	15
4*	Gegewens oor wild wat na die Atherstone Natuurreservaat, Noordwes-Transvaal, vanaf 1946 tot en met 1986 ingevoer is	18
5*	Diereproduksie in die Atherstone Natuurreservaat, Noordwes-Transvaal, vanaf Desember 1983 tot Augustus 1986	20
6	Chemiese ontledingsdata in mg/kg van die algemeenste grondvorme in die vyf plantgemeenskappe van die Atherstone Natuurreservaat, Noordwes-Transvaal, gedurende 1984	28
7	Die gemiddelde straal (km) van veldbenutting deur verskillende diersoorte, wat ook in die Atherstone Natuurreservaat voorkom, rondom drinkplekke in die Nasionale Krugerwildtuin	53
8	'n Plantsosiologiese klassifikasie van die plantgemeenskappe in die Atherstone Natuurreservaat, Noordwes-Transvaal, en die geassosieerde habitatseienskappe gedurende 1984	62
9	Die ekologiese en smaaklikheidsklassifikasie van grasspesies in die Atherstone Natuurreservaat, Noordwes-Transvaal	93

- 10 Die persentasie veldtoestand per plantgemeenskap in die Atherstone Natuurreservaat, Noordwes-Transvaal soos wat dit deur 'n ekologiese metode (Tainton, 1981b) en 'n smaaklikheidsmetode (Barnes, et al., 1984) bereken is 98
- 11 Die beskikbare droë blaarmateriaal (kg/ha) per hoogtevlak (m) van vyf houtagtige spesies in die Stipagrostis uniplumis-Terminalia sericea Kort Oop-Boomveld van die Atherstone Natuurreservaat, Noordwes-Transvaal 114
- 12 Die beskikbare droë blaarmateriaal (kg/ha) per hoogtevlak (m) van nege houtagtige spesies in die Grewia bicolor-Combretum apiculatum Kort Oop Boomveld van die Atherstone Natuurreservaat, Noordwes-Transvaal 114
- 13 Die beskikbare droë blaarmateriaal (kg/ha) per hoogtevlak (m) van sewe houtagtige spesies in die Grewia flava-Acacia erubescens Kort Oop Boomveld van die Atherstone Natuurreservaat, Noordwes-Transvaal 115
- 14 Die beskikbare droë blaarmateriaal (kg/ha) per hoogtevlak (m) van sewe houtagtige spesies in die Cymbopogon validus-Acacia nilotica Kort Oop Boomveld van die Atherstone Natuurreservaat, Noordwes-Transvaal 115
- 15 Die beskikbare droë blaarmateriaal (kg/ha) per hoogtevlak (m) van sewe houtagtige spesies in die Ischaemum afrum-Acacia tenuispina Lae Oop Boomveld van die Atherstone Natuurreservaat, Noordwes-Transvaal 116
- 16 Die gemiddelde droë blaarmateriaal (n=10) in gram per 0,015625 m³ volume-eenheid van tien houtagtige spesies in die Atherstone Natuurreservaat, Noordwes-Transvaal 119
- 17 'n Vergelyking van die biomassas (kg/ha) van verskillende planteenhede soos wat dit in

	verskillende studies in Afrika bepaal is	121
18	Die beskikbare droë blaarmateriaal in kg en die blaarvreetkapasiteit in grootvee-eenhede van onderskeie hoogtevlakke in die onderskeie plantgemeenskappe van die Atherstone Natuurreservaat, Noordwes-Transvaal	123
19	Die oppervlakte van die plantgemeenskappe in die Atherstone Natuurreservaat, Noordwes-Transvaal, die afstande wat binne habitatte vir die doel van habitatsvoorkeurstudies afgelê is en die persentasies van die totale	134
20*	Gemiddelde indekswaardes per plantgemeenskap op grond van die indekswaardes vir die persentasie kroonverspreiding en die digtheid van houtagtige spesies soos dit deur middel van die Varieerbare Kwadrantperseelmetode (Coetzee & Gertenbach, 1977) in die Atherstone Natuurreservaat, Noordwes-Transvaal, vir die 2 m hoogtevlak bepaal is	135
21*	Die relatiewe digtheid van diersoorte in die reënseisoen en in die droë seisoen in elk van die vyf habitatte in die Atherstone Natuurreservaat, Noordwes-transvaal, vanaf November 1984 tot Oktober 1985	137
22*	Die vlak van betekenis (p-waarde) van verskille in die relatiewe digtheid van diersoorte binne plantgemeenskappe tussen die reënseisoen en die droë seisoen soos wat dit met die Chi-kwadraattoets (Van Ark, 1981) vir die periode November 1984 tot Oktober 1985 in die Atherstone Natuurreservaat, Noordwes-Transvaal, bepaal is	138
23	Die vlak van betekenis (p-waarde) van verskille in die relatiewe digtheid van diersoorte binne plantgemeenskappe tussen die reënseisoen en die droë seisoen soos wat dit met die Chi-kwadraattoets vir die periode November 1984 tot Oktober 1985 in die Atherstone Natuurreservaat,	

	Noordwes-Transvaal, bepaal is	139
24	Die seisoenale relatiewe digthede van diersoorte in die Atherstone Natuurreservaat en die vlak van betekenis (p-waarde) van die verskille tussen seisoene soos met die Chi-kwadraattoets vir die tydperk November 1984 tot Oktober 1985 bepaal	149
25	'n Balansstaat van gedifferensiëerde beladings vir groter diersoorte as voorgestelde eerste benadering tot weikapasiteit in die Atherstone Natuurreservaat, Noordwes-Transvaal	169
26	Die toegekende blaarvreetkapasiteite (kg) vir die hoogtevlak $\leq 2,5$ m in die Atherstone Natuurreservaat, Noordwes-Transvaal, soos wat dit vanuit Tabel 23 vir die doelwitte van wildproduksie en bewaring onderskeidelik bereken is	174

* Die volgorde van diersoorte volg die klassifikasie van Smithers, 1983.

LJYS VAN FIGURE

NOMMER	ONDERSKRIF	BLADSY
1	Die ligging van die Atherstone Natuurreservaat	10
2	Die ligging van die oorspronklike plase en die posisies van die 43 persele wat vir die plantegroeistudies in die Atherstone Natuurreservaat, Noordwes-Transvaal, gebruik is	12
3	Die geologie van die Atherstone Natuurreservaat, Noordwes-Transvaal	23
4	'n Waarskynlike klimaatdiagram vir die Atherstone Natuurreservaat, Noordwes-Transvaal, gebaseer op Walter (1963) se konvensie	33
5	Die wisseling van totale reënval rondom die gemiddelde jaarlikse reënval vanaf 1932 tot 1985 by die reënvalstasie Engeland No. 5865458 in mm per jaar	34
6	Watervoorsiening, waterbane en die stelsel van paaie in die Atherstone Natuurreservaat, Noordwes-Transvaal, soos in 1987	52
7	Die plantgemeenskappe van die Atherstone Natuurreservaat, Noordwes-Transvaal	66
8	Die <u>Stipagrostis uniplumis</u> - <u>Terminalia sericea</u> Kort Oop Boomveld	68
9	Strukturhistogramme van die <u>Stipagrostis uniplumis</u> - <u>Terminalia sericea</u> Kort Oop Boomveld	70
10	Die <u>Grewia bicolor</u> - <u>Combretum apiculatum</u> Kort Oop Boomveld	72
11	Strukturhistogramme van die <u>Grewia bicolor</u> - <u>Combretum apiculatum</u> Kort Oop Boomveld in die Atherstone Natuurreservaat, Noordwes-Transvaal	74
12	Die <u>Grewia flava</u> - <u>Acacia erubescens</u> Kort Oop Boomveld	76
13	Strukturhistogramme van die <u>Grewia flava</u> - <u>Acacia erubescens</u> Kort Oop Boomveld in die Atherstone Natuurreservaat, Noordwes-Transvaal	78
14	Die <u>Cymbopogon validus</u> - <u>Acacia nilotica</u> Kort	

	Oop Boomveld	80
15	Strukturhistogramme van die <u>Cymbopogon validus-Acacia nilotica</u> Kort Oop Boomveld in die Atherstone Natuurreservaat, Noordwes-Transvaal	82
16	Die <u>Ischaemum afrum-Acacia tenuispina</u> Lae Oop Boomveld met 'n bosgroep van die <u>Cymbopogon validus-Acacia nilotica</u> Kort Oop Boomveld in die agtergrond	84
17	Strukturhistogramme van die <u>Ischaemum afrum-Acacia tenuispina</u> Lae Oop Boomveld in die Atherstone Natuurreservaat, Noordwes-Transvaal	86
18	Geprojekteerde denkbeeldige reghoeke op 'n boom en die geskatte blaarmateriaal per hoogtevlak ter illustrasie van die Skattingsmetode vir die Bepaling van Blaarbeskikbaarheid	107
19	Die oop-kant kubusvormige raamwerk van ligte metaal wat vir die Skattingsmetode vir die Bepaling van Blaarbeskikbaarheid gebruik is	110
20	Habitatte vir groter wildsoorte in die Atherstone Natuurreservaat, Noordwes-Transvaal soos wat dit vir die bepaling van die habitatsvoorkeure van die groter diersoorte in 1985 afgebaken is	132
21	'n Eenvoudige besluitnemingsmodel ten opsigte van dierbeladingbestuur in die Atherstone Natuurreservaat, Noordwes-Transvaal	188

HOOFSTUK 1

Inleiding

Natuurlewebestuur is volgens sommige menings uiteraard 'n onpresiese wetenskap as dit met ander suiwer wetenskapsvorme soos chemie en fisika vergelyk word. Daarom dat Peek (1986) in sy definisie van natuurlewebestuur dit as 'n kundigheid eerder as 'n wetenskap karakteriseer wanneer hy skryf: "Wildlife management is the art of making the land produce wildlife." Bailey (1984) se definisie van natuurlewebestuur is soortgelyk: "Wildlife management is the art of making land produce populations of wildlife for harvest or other values."

Nogtans is en word daar voortdurend eksperimente en metodes vir die doel van navorsing en monitering in die beoefening van natuurlewebestuur ontwikkel en toegepas. Die vraag bestaan dus hoe dit moontlik is en wat die sin daarvan is om die "intrinsiek onpresiese" te meet en om daarna boonop, soos in hierdie studie, riglyne vir die bestuur van die natuurlewe voor te stel?

Om hierdie vrae te beantwoord moet daar eerstens meer intensief na die doel van natuurlewebestuur gekyk word. In breë terme kan gesê word dat natuurlewebestuur 'n poging van die mens is om op grond van vorige ondervinding, huidige kennis en toekomsvoorspellings, in 'n gegewe omgewing waar die netwerk van natuurlike sisteme se sekondêre produksie vir menslike benutting belangrik geag word, die natuurlike sisteme in kombinasie te laat funksioneer ten einde die grootste benutbare eindproduk oor die langtermyn te verkry.

Kortweg gestel, is natuurlewebestuur die vaslegging van energie in gewenste eindprodukte (soos skaars spesies, vleis, trofeë, genetiese diversiteit en natuurlike/estetiese omgewings) en die minimisering van entropie (vermorsing van energie soos tydens gronderosie, veldagteruitgang, verlaagde

plant- en diereproduksie) in natuurlike sisteme. Die gewenste eindproduk en sy dimensies sal afhang van die beleidmaker se behoeftes aan geestelike bevrediging, finansiële inkomste en politieke gewin. Die beleidmaker kan die behoud van die status quo in die funksionering van die natuurlike sisteme of die wysiging van die bestaande toestand na 'n meer "natuurlike/estetiese" of andersins, 'n meer winsgewende toestand, as die gewenste eindproduk beskou.

Daar moet tweedens na die aard van natuurlewebestuur gekyk word. Volgens die breë definisie van natuurlewebestuur hierbo, is die mens se vertrekpunte sy vorige ondervinding, huidige kennis en toekomsvoorspellings. Die herhaalbaarheid van sy vorige ondervinding en die betroubaarheid van sy huidige kennis en toekomsvoorspellings sal gevolglik die mate van sukses waarmee natuurlewebestuur beoefen word, bepaal. Op grond van die huidige kennisvlak kan egter gesê word dat die netwerk van natuurlike sisteme wat in die proses van natuurlewebestuur bestudeer en gemanipuleer word, 'n legio aantal van veranderlikes inhou. Dit sou gevolglik moeilik wees om soos in die fisika-laboratorium presies herhaalbare eksperimente uit te voer en selfs in die laboratorium vind daar soms onverklaarbare tydelike verskynsels plaas (Heisenberg, 1958; Popper, 1980). Hierdie lae herhaalbaarheid van eksperimentele toestande skep probleme vir die verkryging van betroubare kennis.

Aangesien huidige kennis noodsaaklik is vir toekomsvoorspellings, word die probleem van onsekerheid verder oorgedra sodat dit vir die praktiese natuurlewebestuurder uiters moeilik raak om wetenskaplik gefundeerde bestuursbesluite te neem. Vir dieselfde redes is dit vir die teoretikus moeilik om algemeen geldende wette vir natuurlewebestuur te formuleer. Daarom dan dat natuurlewebestuur vandag grootliks op aanvoeling gebaseer word en gevolglik ook deur sommige outeurs soos Bailey (1984) en Peek (1986) as 'n kundigheid bestempel word.

Die natuurlewebestuurder het egter 'n mate van beheer oor sommige veranderlikes in 'n natuurlike sisteem. In die geval van 'n wildproduksiestelsel soos in die Atherstone Natuurreservaat, kan die wildgetalle op aanvraag drasties verminder word maar daarteenoor sou dit, as gevolg van biologiese en ekonomiese beperkings, ietwat langer neem om die wildgetalle drasties te laat vermeerder. Oor ander veranderlikes soos die klimaat, het die mens geen beheer nie. Die gevolge van klimaatsverskynsels kan soms op grond van vorige ondervinding en bestaande kennis gedeeltelik in terme van tendense voorspel word, maar die klimaatsverskynsel self is grootliks onvoorspelbaar.

Meer omvattend kan dit gestel word dat periodieke onafwendbare en onvoorspelbare drastiese klimaatsgebeure natuurlike sisteme in ongewenste rigtings kan stuur en daardeur die pogings van die natuurlewebestuurder verydel. Met 'n mate van ervaring, teoretiese kennis en aanvoeling behoort die "kundige" natuurlewebestuurder egter in staat te wees om tydens die periodes tussen drastiese klimaatsgebeure die natuurlike sisteme in kombinasie te laat funksioneer ter verkryging van die grootste benutbare eindproduk.

Daar kan geredeneer word dat die sin van natuurlewebestuur nie net daarin lê om natuurlike sisteme gedurende die interimperiode tussen twee drastiese natuurverskynsels vir die maksimum energiewaslegging in gewenste eindprodukte en die vermindering van entropie te bestuur nie, maar ook in die bestuur van sisteme nà sulke natuurverskynsels ten einde die vinnigste moontlike herstel te bewerkstellig en in die bestuur van sisteme voor drastiese natuurverskynsels om die invloed daarvan te verminder. Die ideaal in natuurlewebestuur sou die beheer en voorkoming van drastiese natuurverskynsels kon wees maar vir die huidige sou hierdie ideaal onrealisties wees. Veel eerder moet drastiese natuurverskynsels gesien word as bydraend tot die veerkragtigheid van sisteme en

behoort sulke gebeurtenisse bestudeer te word vir die verklaring van die natuurlike meganismes wat ter sprake kom.

Natuurlewebestuur as 'n wetenskap behoort te poog om die probleem van onsekerheid in 'n sekere mate te oorkom deur eerder klem op die bestudering van tendense en die verklaring daarvan in terme van die moontlike meganismes wat daartoe aanleiding gee, te lê, as wat die presiese detail van die rolle van die afsonderlike veranderlikes in natuurlike sisteme bestudeer word. Hieroor egter word die volgende verklaring deur Holling (1978) gemaak:

"But however intensively and extensively data are collected, however much we know of how the system functions, the domain of our knowledge of specific ecological and social systems is small when compared to our ignorance."

Volgens Popper (1980) is die klassieke metode van wetenskaplike ondersoek induktief in die sin dat 'n reeks eksperimente tot 'n algemene natuurwet kan lei en dit bevestig. Die induktiewe metode hou egter twee probleme in. Die eerste probleem is dat enige enkele waarneming nie 'n algemene natuurwet bevestig nie. Die tweede probleem lê daarin dat die volkome neutrale of objektiewe waarnemer slegs 'n illusie is (Boers, 1984) aangesien twee persone dieselfde stel waarnemings verskillend sal interpreteer (Hanson, 1961 en Merleau-Ponty, 1962). 'n Navorser is weens suiwer menslike eienskappe geneig om inligting wat sy teorie ondersteun makliker te aanvaar as inligting wat sy teorie teenstaan ("unconscious bias" volgens Salt, 1983 of "confirmation bias" volgens Loehle, 1987). Hieruit volg dan dat die resultate van die huidige studie nie net subjektief deur die navorser uitgevoer is en aangebied word nie, maar dat dit ook op 'n subjektiewe wyse deur die leser geïnterpreteer sal word.

Popper (1980) en Romesburg (1981) beveel gevolglik die deduktiewe metode (hypothetico-deductive) van wetenskapsondersoek aan. In die toepassing van die deduktiewe metode lei nuwe idees (teorieë of hipoteses) sonder bevestiging tot die maak van logiese gevolgtrekkings. Hierdie gevolgtrekkings word eerstens met mekaar en ook met ander relevante stellings vergelyk om die logiese verwantskappe daartussen te bepaal. Daarna word die hipotese getoets deur empiriese toepassings van die logiese gevolgtrekkings wat daarvan afgelei is, uit te voer. Toetsing van 'n hipotese lei daartoe dat die hipotese slegs tydelik bevestig kan word maar daarteenoor dat die hipotese wel permanent as vals bewys kan word.

Die deduktiewe metode ("hypothetico-deductive") is volgens Mentis (in litt.) egter ook nie sonder konsepsuele, logistiese en etiese probleme nie. Die toetsing van hipoteses behels probleme soos die besluitneming oor die graad van akkuraatheid wat aanvaarbaar is, die waarde van een hipotese relatief tot alternatiewe hipoteses en die eksperimentele uitleg vir objektiewe statistiese ontleding. Ander probleme wat bestaan, is die onvergelykbaarheid van veranderlikes, die onderskeiding van kompeterende en komplimenterende teorieë, die tyd- en plekgekoppeldheid van studies asook die moontlike sosiale onaanvaarbaarheid van sommige studies.

Salt (1983) sien ook probleme met die deduktiewe metode aangesien dit nodig is om groot spronge oor massas verwantskappe te neem ten einde vanaf die aanvanklike hipoteses tot die finale gevolgtrekkings te kom en verder dat daar 'n verwydering tussen die insameling van data en die verwerking van die datastel voorkom. Daarby het Salt (1983) 'n verdere probleem met die hipoteses van die deduktiewe metode omdat dit na sy mening deterministies en onderskeidend van aard is en derhalwe nie algemeen geldend is nie.

Op grond van die bostaande bespreking is dit nou moontlik om

te sê dat hierdie studie en die vakgebied natuurlewebestuur as sodanig, hoofsaaklik onder agt fundamentele probleme gebuk gaan, naamlik:

- * Die probleem van onsekerheid
- * Die probleem van 'n veelvoudige stel veranderlikes
- * Die probleem van veranderlikes wat gekoppel kan wees sodat dit moeilik is om oorsaak en gevolg te onderskei
- * Die probleem van veranderlikes wat nie in dieselfde eenhede gemeet kan word nie en daarom onvergelykbaar is
- * Die probleem van die plek- en tydsgebondenheid van waarnemings wat tot 'n lae herhaalbaarheid van eksperimentele toestande aanleiding gee
- * Die probleem van 'n subjektief ingesamelde datastel
- * Die probleem van die subjektiewe interpretasie van die datastel deur die navorser sowel as deur sy gehoor
- * Die probleem van die bevestiging van gestelde hipoteses wat slegs tydelik van aard kan wees.

Die term "riglyne" wat in die titel van hierdie verhandeling gebruik word is nie bepalend of bindend nie en is gevolglik met die bostaande agt probleme versoenbaar. Die riglyne wat in die huidige studie as 'n eerste benadering voorgestel word (Hoofstuk 10), kan as hipoteses beskou word. Weens die tydsverloop wat noodwendig benodig word en die onwaarskynlikheid dat herhaalbare eksperimentele toestande geskep kan word, was dit nie moontlik om die hipoteses aan toetsing bloot te stel nie. In sommige gevalle was dit ook nie moontlik om effektiewe toetsing van hipoteses uit te voer nie omdat dit in die geval van hipoteses wat nog in 'n onvolwasse staat verkeer, nie moontlik is nie (Loehle, 1987).

Sommige van die riglyne is in die tradisie van die induktiewe metode aposteriori opgestel dit wil sê nadat toepaslike data ingesamel is. Ander riglyne is apriori opgestel dit wil sê sulke riglyne word nie huidiglik deur eksperimentele ondervinding gerugsteun nie maar is deur intuïsie bereik. Die

toetsing van sodanige apriori-riglyne moet dus deduktief plaasvind.

Die filosofie van aanpassingsbestuur (Holling, 1978; Walters & Hillborn, 1978) is 'n benadering tot natuurlewebestuur wat die genoemde agt probleme kan huisves en wat gevolglik ook voorsiening maak vir beide die tydelike bevestiging en die permanente vals verklaring van die voorgestelde riglyne.

Die oorkoepelende doel van hierdie studie was dus om, met die in agneming van die voorafgaande algemene beredenering ten opsigte van natuurlewebestuur, die samestelling van meer spesifieke riglyne vir natuurlewebestuur in die studiegebied te bereik. Ten eerste moes 'n inventaristipe databasis vir die studiegebied opgebou word. Sekere algemene en ekologiese aspekte wat direk of indirek met natuurlewebestuur in die Atherstone Natuurreservaat verband hou, is vir hierdie doel ondersoek. Waar dit nie prakties moontlik was om sommige aspekte en algemene teorieë in die huidige studie te ondersoek nie, is die huidige stand van kennis soos wat dit in die literatuur aangebied word, ter aanvulling opgesom.

Die algemene aspekte wat in hierdie studie ondersoek is, is die ligging, sekere demografiese aspekte, die huidige boerderybedrywighede en die algemene geskiedenis van die studiegebied.

Die ekologiese aspekte wat in hierdie studie ondersoek is, is die geologie, die geomorfologie, die grond, die klimaat veldbrand, plantegroei benutting deur herbivore, grondbewerking, roofdiere, insekplae, voertuigpaaie, heinings, watervoorsiening, floristiese samestelling van die plantegroei, struktuur van die houtagtige plantegroei, veldtoestand in die plantgemeenskappe, beskikbaarheid van blaarmateriaal in die houtagtige laag van die plantegroei en die verspreiding van diersoorte tussen die plantgemeenskappe van die studiegebied.

Ten tweede moes die inligting wat uit die bogenoemde ondersoeke verkry is, afsonderlik sowel as in kombinasie met mekaar, sinvol aangebied en geïnterpreteer word vir beide die oogmerke van bewaringsbestuur en produksiebestuur. Die doel was om algemene riglyne vir die bestuur van die natuurlewe sowel as spesifieke riglyne vir veldbestuur, wildbestuur, monitering en aanpassingsbestuur vir die studiegebied saam te stel. Sodanige riglyne word as 'n uitvloeisel van voorafgaande ondersoeke in 'n samevattende hoofstuk (Hoofstuk 10) aangebied.

HOOFSTUK 2

'n Algemene Oorsig van die Atherstone Natuurreservaat

LIGGING

Die Atherstone Natuurreservaat is tussen $24^{\circ}23'$ en $24^{\circ}36'$ suiderbreedte en tussen $26^{\circ}44'$ en $26^{\circ}52'$ oosterlengte geleë (Figuur 1). Die reservaat is gevorm deurdat vyf oorspronklike plase plus die grootste gedeelte van 'n sesde plaas (Moorland 47 KP) as 'n eenheid saamgevoeg is. Die oorspronklike plase met hulle oppervlaktes word in Tabel 1 aangedui. Die ligging van die oorspronklike plase in die Atherstone Natuurreservaat word in Figuur 2 aangetoon.

Die totale studiegebied word deur die volgende Suid-Afrika 1:50 000 Velle* gedek, naamlik:

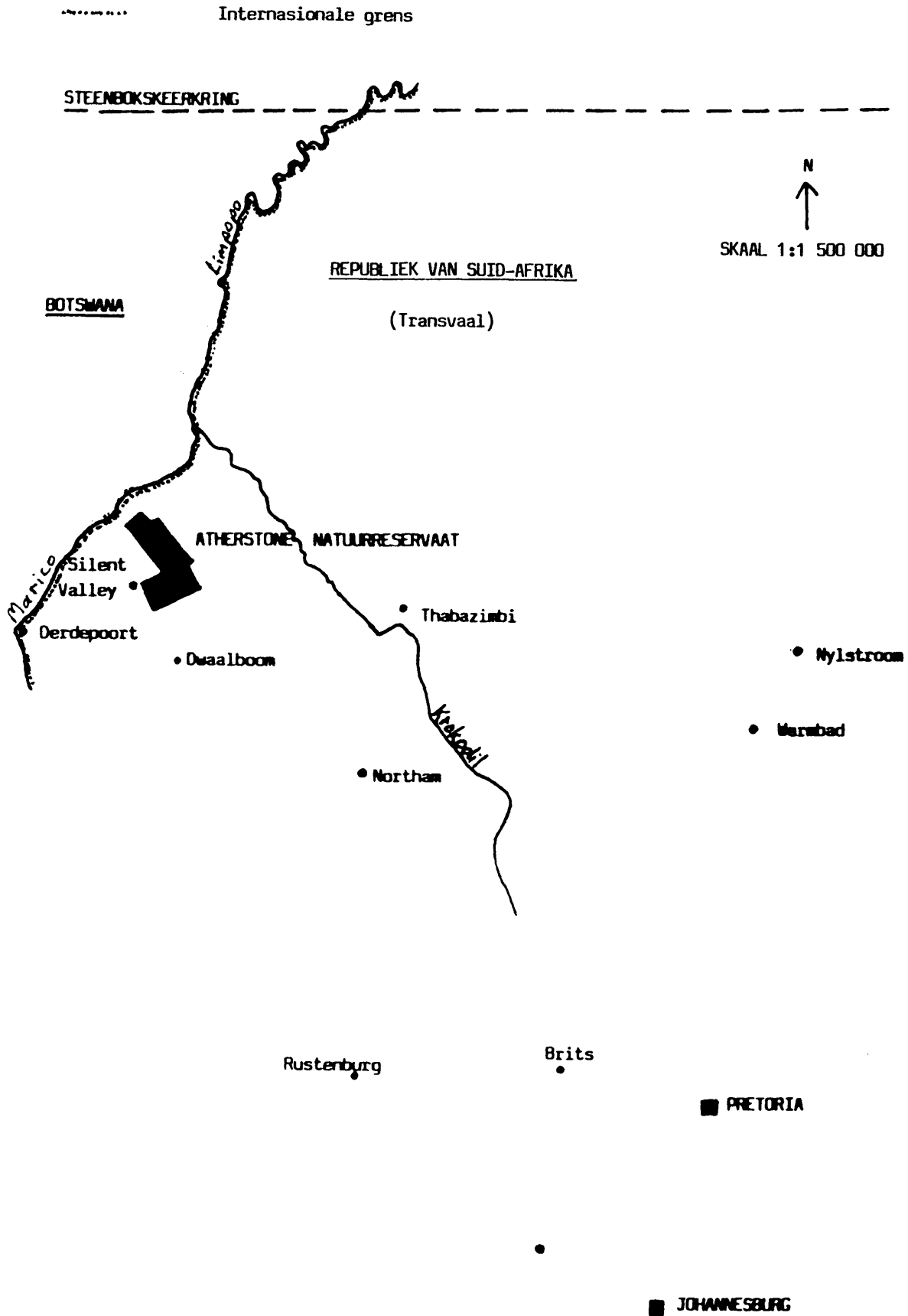
- 2426 BD Smaldeel
- 2426 DB Dwaalboom
- 2426 BC Maricostroom

Volgens die kaart: veldtipes van Suid-Afrika (Acocks, 1975) is die reservaat ook in veldtipe 13 (Ander Turf Doringveld), veldtipe 14 (Dorre Soet Bosveld) en veldtipe 18 (Gemengde Bosveld) geleë.

DEMOGRAFIE

Die Atherstone Natuurreservaat word tans deur die eienaar, Mnr. Norman Edward Atherstone, sy bestuurder, Mnr. Alan McGill en drie arbeiders met hul gesinne bewoon. Die getal jag- en waarnemersdae wat deur jagters en betalende waarnemers in die reservaat gedurende die periode 1984 tot 1987 gespandeer is, word in Tabel 2 aangedui.

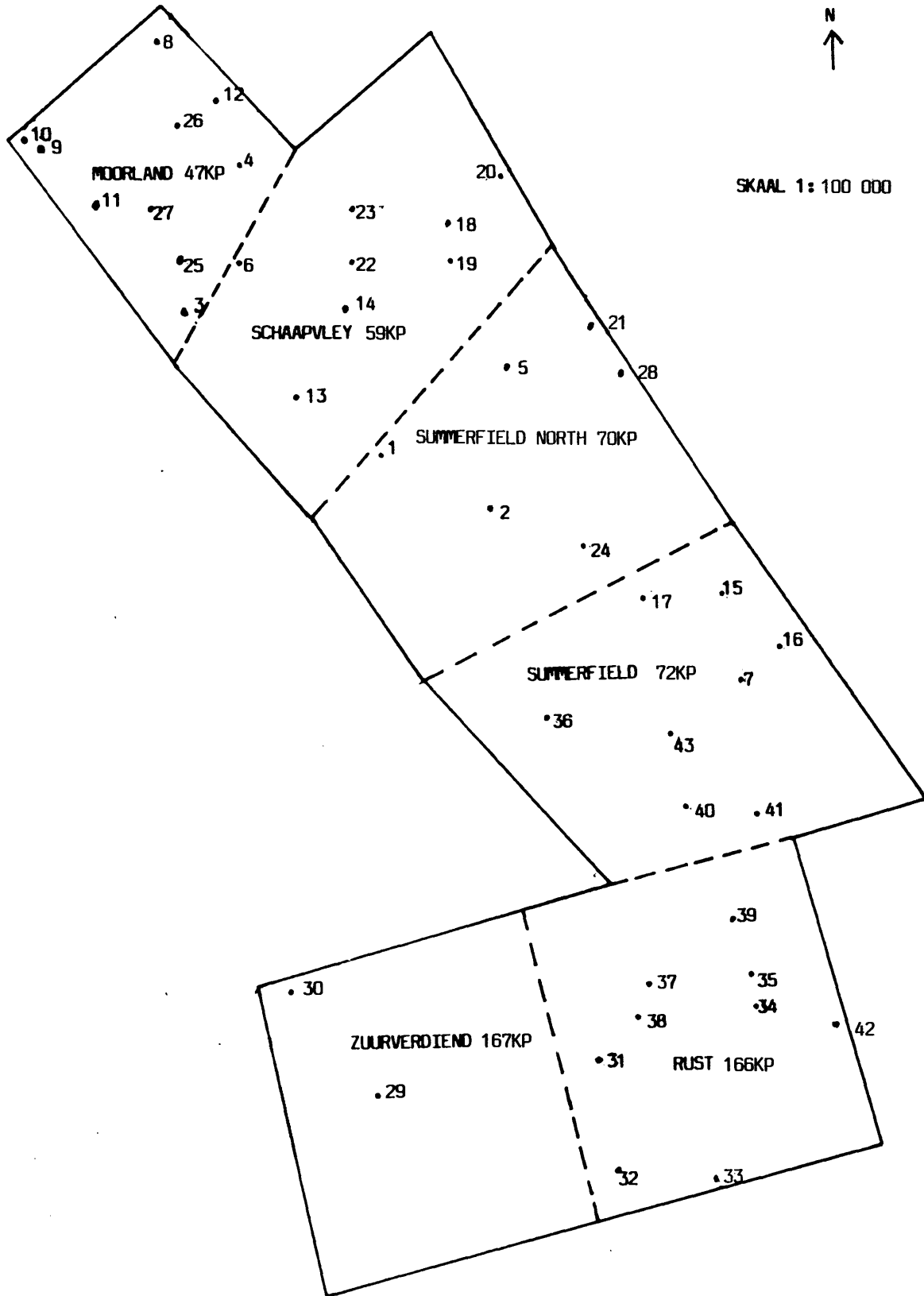
* Die Staatsdrukker, P/sak X85, 0001 Pretoria



Figuur 1: Die ligging van die Atherstone Natuurreservaat, Noordwes-Transvaal.

Tabel 1: Die benaderde oppervlakte (ha) van die oorspronklike plase waaruit die Atherstone Natuurreservaat, Thabazimbi - distrik, Noordwes - Transvaal, bestaan.

<u>PLAASNAAM</u>	<u>OPPERVLAKTE (ha)</u>
Zuurverdiend 167 KP	2 393,208
Rust 166 KP	2 487,873
Summerfield 72 KP	2 506,208
Summerfield North 70 KP	2 409,190
Schaapvley 59 KP	2 415,518
Moorland 47 KP	1 370,213
<u>Totaal</u>	<u>13 582,210</u>



Figuur 2: Die ligging van die porspronklike plase en die posisies van die 43 persele wat vir die plantegroei studies in die Atherstone Natuurreservaat, Noordwes-Transvaal, gebruik is.

Tabel 2: Die getal jag- en waarnemersdae wat in die Atherstone Natuurreservaat Noordwes - Transvaal, gedurende die periode 1984 tot 1987 gespandeer is.

JAARTAL	JAGDAE*		WAARNEMERSDAE**	
	PLAASLIKE	BUITELANDSE	PLAASLIKE	BUITELANDSE
	JAGTERS	JAGTERS	WAARNEMERS	WAARNEMERS
1984	76	27	8	0
1985	177	12	59	0
1986	232	16	70	2
1987	254	54	82	18

* Jagdae = Inkomste uit jagfooie/dagfooie

** Waarnemersdae = Inkomste uit waarnemersfooie/dagfooie

Hoewel geen spesifieke gegewens beskikbaar is nie, bestaan daar aanduidings dat die getal nie-betalende besoekers aan die reservaat in die orde van 50 persone per jaar beloop.

Die ligging van die reservaat plaas dit in die landdrostdistrik van Thabazimbi. Dwaalboom is die naaste dorpgemeenskap en is 20 km suid van die reservaat geleë. Die dorp beskik oor 'n primêre skool, poskantoor, polisiekantoor, vulstasie, kruidenierswinkel, landboukoöperasie, slaghuis, twee Afrikaanse kerke en 'n sosiale klub met sportfasiliteite soos 'n muurbalbaan en swembad. Die ontwikkeling van 'n hotel word in die vooruitsig gestel. Aangesien daar nie voldoende geriewe vir die huisvesting van buitelandse jagters in die reservaat bestaan nie, kan so 'n hotel moontlik aan die behoefte voldoen. 'n Handelsbank en 'n mediese dokter het op sekere dae besigheids- en spreekure op die dorp.

Die infrastruktuur op die reservaat self sluit 'n woonhuis, drie staalskure, 'n 45 m³ koelkamer, 'n werkswinkel met toerusting, 'n 1 km landingstrook, buitekamers en 'n ou plaashuis wat as huisvesting vir plaaslike jagters dien, in. Die woonhuis, koelkamer en werkswinkel is met Evkom-krag voorsien. Die plaasvoertuie sluit drie ligte bakkies, een 4x4 jagvoertuig, 'n mikro-ligte vliegtuig, twee veldmotorfietse, 'n padskraper, stootskraper, laaigraaf, trekker en sleepwa in.

BOERDERYBEDRYWIGHEDE

Sedert die aanvang van die studie in Februarie 1984 tot en met Junie 1985 was vleisbeesboerdery die hoofvertakking van die boerdery-onderneming. Gedurende 1985 is ongeveer 1 200 vleisbeeste van alle ouderdomme vanaf die reservaat verkoop waarna daar na 'n suiwer wildproduksiestelsel oorgeslaan is. Die resultate van twee lugsensusse, as 'n aanduiding van die grootte en groei van die wildproduksie-onderneming, word in Tabel 3 aangedui.

Tabel 3: Die wildgetalle in die Atherstone Natuurreservaat Noordwes - Transvaal, bereken vanaf totale lugsensusse gedurende Desember 1983 (Bruton, ongepubliseerd) en Augustus 1986 (Krynauw, ongepubliseerd).

WILDSOORT	GETALLE	
	1983	1986
Witrenoster	3	3
Hartmann se bergkwagga	17	7
Bontkwagga	51	80
Vlakvark	80	280
Kameelperd	8	18
Blouwildebees	80	323
Rooihartbees	80	135
Tsessebe	11	18
Gryskuiker	1	6
Steenbok	15	21
Rooibok	730	1 096
Bastergemsbok	8	4
Swartwitpens	29	71
Gemsbok	72	78
Koedoe	132	251
Eland	80	102
Waterbok	91	204

Die inkomste vanaf wildproduksie is tot op hede hoofsaaklik vanaf biltong- en trofeejag verkry. Die verkoop van lewende wild toon tans 'n neiging om 'n groter deel van die totale boerdery-inkomste te vorm.

GESKIEDKUNDIGE AGTERGROND

Arthur Kapel Hyde Atherstone, die vader van Norman Edward Atherstone, het die plaas Rust in 1918 vanaf die destydse regering aangekoop. Hy was dus een van die eerste permanente blanke boere in die Noordwes-Transvaalse Bosveld.

Die skoonsuster van Arthur Atherstone, Mej. Alma (Sissy) Dicks, was sedert 1923 'n vennoot in die boerdery op Rust. Nadat stemreg aan vroue gedurende 1930 toegesê is, is die plaas Zuurverdiend aan Mej. Dicks toegeken. Die plaas Summerfield North is teen ongeveer 1935 vanaf 'n beesboer deur die vennootskap aangekoop. Op hierdie stadium was al drie die seuns van Arthur Atherstone aktief by die boerdery betrokke. Die plaas Schaapvley is in 1952 deur die vennootskap aangekoop terwyl Moorland deur Norman Atherstone in 1960 aangekoop is. Norman Atherstone het sedert 1954 beheer van die boerdery oorgeneem en het alleen-eienaar van die grondgebied deur prosesse van nalating en uitkoping geword.

Sedert sy kinderdae al, het Norman Atherstone 'n belangstelling in die natuur en veral in skilpaaie gehad. Dit het waarskynlik daartoe aanleiding gegee dat hy baanbrekerswerk ten opsigte van wildproduksie verrig het. Alreeds so lank gelede as 1945 het Norman Atherstone een koedoebul en 3 koedoekoeie op die plaas Rust in 'n 200 ha wildkamp toegespan. Die koedoes het tot 22 in 1952 aangeteel en was op daardie stadium baie mak.

In dieselfde jaar (1952) is die plaas Schaapvley aangekoop en

is 500 ha daarvan wildwerend omhein. Die koedoes is tesame met 'n paar elande en rooibokke te perd na die wildkamp op Schaapvley aangejaag. Aangesien die wild in die omgewing grootliks uitgeskiet was (Atherstone*, pers. med.) was dit 'n probleem om wild vir die nuwe wildplaas te bekom. Hierdie bewering word deur Greeff** (pers. med.) wat op die buurplaas grootgeword het, gestaaf aangesien hy op dertienjarige ouderdom (in 1939) vir die eerste keer 'n vlakvark en 'n koedoe in die omgewing waargeneem het. Gedurende die 1940's het die wildgetalle in die omgewing egter weer gestyg omdat alle gewere wat in private besit was gedurende die Tweede Wêreldoorlog ingehandig moes word (Atherstone, pers. med.).

Norman Atherstone het egter volhard en was suksesvol in sy poging om wild te bekom. Die toepaslike gegewens word in Tabel 4 aangetoon.

Dit is egter duidelik dat die beginjare met heelwat probleme gepaard gegaan het. So byvoorbeeld is 20 elande in 1950 vanaf Van Zylsrus met twee trekkers en sleepwaens na die studiegebied vervoer. Die toestand van die grondpaaie was so swak dat een sleepwa omgeslaan het. In die proses het drie elande weggehardloop. Nogtans het 13 elande die epiëse tog van meer as 800 km oorleef.

Die plase wat vandag die reservaat vorm, is sedert 1952 geleidelik wildwerend omhein. Gedurende 1975 is al die plase saamgevoeg en is die totale studiegebied as 'n eenheid wildwerend omhein. Die Jagters- en Wildbewaringsvereniging van Suid-Afrika se wisseltrofee vir die persoon wat die meeste vir wildbewing in die Transvaal gedoen het, is in 1965 en 1987 aan Norman Atherstone toegeken.

* Mnr. N.E. Atherstone, Posbus 21, 0139 Dwaalboom

** Mnr. F.W.C. Greeff, Posbus 79, 0139 Dwaalboom

Tabel 4: Gegewens oor wild wat na die Atherstone Natuurreservaat, Noordwes - Transvaal, vanaf 1946 tot en met 1987 ingevoer is.

<u>JAAR</u>	<u>WILDSOORT</u>	<u>GETAL</u>	<u>OORSPRONG</u>
1946	Rooibok	12	Rooibokkraal, Noordwes - Transvaal
1950	Eland	13	Van Zylsrus, Noord - Kaap
1968	Blouwildebees	30	Hluhluwe, Natal
1970	Kameelperd	2	Rundu, Suidwes-Afrika
1972	Waterbok	8	Swartwater, Noordwes - Transvaal
1972	Bontkwagga	10	Vereeniging, Transvaal
1973	Gemsbok	11	Tweerivieren, Noord - Kaap
1973	Swartwitpens	14	Hans Merensky Natuurreservaat, Noordoos - Transvaal
1975	Rooihartbees	25	Kimberley, Noord - Kaap
1978	Gemsbok	3	Tweerivieren, Noord - Kaap
1979	Hartmann se bergkwagga	10	Outjo, Suidwes-Afrika
1983	Witrenoster	3	Hans Merensky Natuurreservaat, Noordoos - Transvaal
1983	Tsessebe	7	Hans Merensky Natuurreservaat, Noordoos - Transvaal
1983	Bastergemsbok	11	Percy Fyfe Natuurreservaat, Noord - Transvaal
1986	Tsessebe	8	Doringdraaidam Natuurreservaat, Noord - Transvaal
1986	Eland	9	Suikerbosrand Natuurreservaat, Transvaal

GEVOLGTREKKINGS

Die reservaat beslaan 'n oppervlakte wat voldoende is vir wildproduksie in die Noordwes-Transvaal en beskik oor 'n infrastruktuur wat dit deeglik ondersteun. Die huisvesting vir jagters kan verbeter en vermeerder word maar as alternatief kan die moontlikheid om van 'n hotel op Dwaalboom vir die huisvesting van buitelandse jagters gebruik te maak, ook oorweeg word.

Die reservaat is ongetwyfeld een van die belangrikste wildproduserende eenhede in die land en is waarskynlik ook die oudste wat in privaatbesit is. Die inkomste uit wildproduksie kan in die toekoms verhoog word deur meer klem op die verkoop van lewende wild te lê.

Daar behoort egter nie te veel waarde aan die syfers in Tabel 4 geheg te word nie aangesien die metode van sensus nie presies herhaal is nie en verskeie ander probleme tydens die opnames ondervind is (Bruton & Krynauw*, pers. med.). Bogenoemde betwyfeling in ag genome, kan dit uit Tabel 5 afgelei word dat wildproduksie in die reservaat, behalwe vir 'n paar uitsonderings, oor die algemeen gesond is. Die witrenosters het geen aanwas getoon nie aangesien die jong bulletjie nog nie teelryp was nie. Hartmann se bergkwagga het swak aangeteel en daar is stelselmatig begin om die getalle af te bring. Die lae aanwassyfers van tsessebe's en bastergemsbokke is daaraan te wyte dat daar meer manlike diere as vroulike diere ingevoer is. Gevolglik is die getal diere wat deur jag verwyder is, proporsioneel groot.

Gemsbokke en elande teel klaarblyklik swak aan in die reservaat. In die geval van elande word heelwat kalwers gedurende die kalfperiode opgemerk maar dit is moontlik dat

* Mnr. D. Krynauw, Technikon Pretoria, 0001 Pretoria

Tabel 5: Diereproduksie in die Atherstone Natuurreservaat, Noordwes - Transvaal, vanaf Desember 1983 tot Augustus 1986.

DIERSOORT	GETAL VERWYDER	GETAL INGEVOER	VERSKIL TUSSEN SENSUSSE	GETALLE GEPRODUSEER *	GEMIDDELTE JAARLIKSE PERSENTASIE GROEI**
Witrenoster	0	0	0	0	0
Hartmann se bergkwagga	7	0	-10	-3	-6
Bontkwagga	12	0	29	41	27
Vlakovark	285	0	210	495	93
Kameelperd	1	3	10	8	26
Blouwildebees	76	0	243	319	81
Rooihartbees	17	0	55	72	24
Tsessebe	6	8	7	5	15
Gryskuiker	0	0	5	5	82
Steenbok	5	0	6	11	20
Rooibok	327	0	366	693	25
Bastergemsbok	5	0	-4	1	7
Swartwitpens	14	0	42	56	43
Gemsbok	28	0	6	34	14
Koedoe	18	0	199	137	27
Eland	2	6	22	18	7
Waterbok	15	0	113	128	34

* Getalle geproduseer = Die verskil tussen die Desember 1983 en die Augustus 1986 sensusse plus die getal verwyder minus die getal ingevoer.

** Gemiddelde jaarlikse persentasie groei = $\frac{\text{Getalleproduksie} \times 100}{\text{Getal Desember 1983} \times 3}$.

die getalle laag gehou word deur siektes wat deur bosluise oorgedra word. Blouwildebeeste, swartwitpense en waterbokke floreer in die reservaat en toon goeie aanwassyfers.

Die reservaat het 'n groot potensiaal om met verbeeldingryke bestuur in 'n model wildproduksie-eenheid te ontwikkel en kan in die toekoms sy verdienste aan buitelandse kapitaal ook verhoog.

Die reservaat kan verder ook 'n belangrike bron van teelmateriaal vir ander wildproduserende eenhede word, gesien in die lig van die grootte daarvan en die verskeidenheid van wildspesies wat daarin voorkom. Die afwesigheid van topografiese verskille (Hoofstuk 3) en riviere sowel as die onbegaanbaarheid van die paaie in die reservaat na reëns gedurende die somermaande, verlaag egter die potensiaal vir toerisme.

HOOFSTUK 3

Die Fisiografie van die Atherstone Natuurreservaat

INLEIDING

Die fisiografie van die studiegebied word in hierdie hoofstuk bespreek aangesien die omgewing waarin die plante en diere in die studiegebied voorkom, deur die fisiografie beïnvloed word. So byvoorbeeld behels geologie 'n studie van die moedermateriale wat aanleiding tot grondvorming gee, geomorfologie kan 'n invloed hê op die heersende klimaat, die dreinerings van vog uit 'n gebied en gronderosie terwyl die grondeienskappe in 'n gebied met die plantegroei wat daarop voorkom, verband het (Hoofstuk 6).

GEOLOGIE

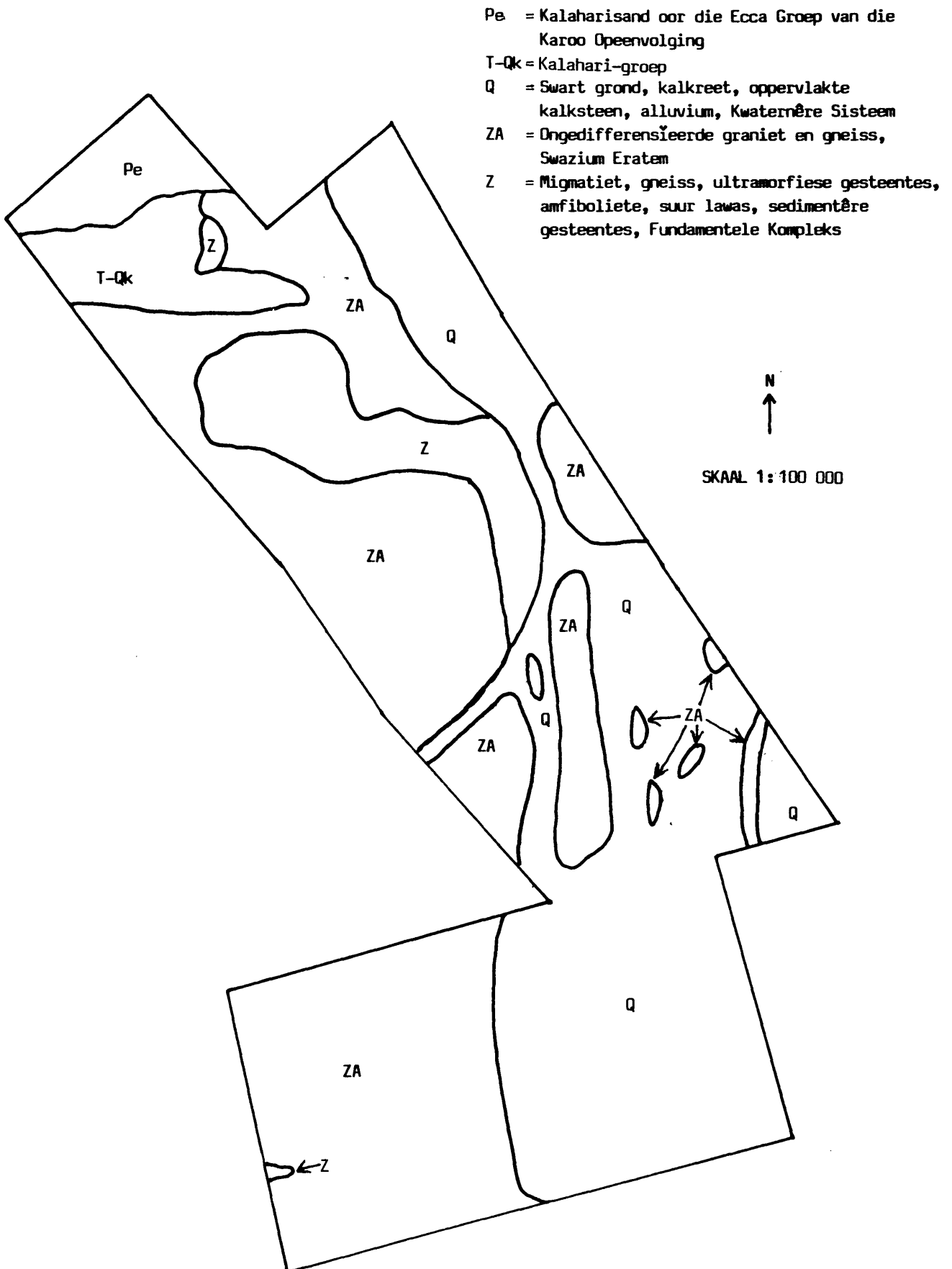
Die geologie van die studiegebied word in Figuur 3 aangetoon. Daar is egter min oor die geologie van die studiegebied en sy omgewing bekend (Johnson*, pers. med.).

Die westelike helfte van die studiegebied word deur gesteentes van die Swazium Eratem gedomineer. Intrusiewe graniete en gneisse (ZA), met 'n geskatte ouderdom van 3 090-3 400 miljoen jaar (Geerthsen**, pers. med.) beslaan die grootste oppervlakte. Ongedifferensieerde metamorfe gesteentes van die Fundamentele Kompleks (Z) kom meestal in die noordelike gebied voor.

Die oostelike helfte van die studiegebied is met kwaternêre

* Dr. M.A. Johnson, Geologiese Opname, P/sak X112, 0001
Pretoria

** Ms K. Geerthsen, Geofisika-afdeling, NFNL, WNNR,
Posbus 395, 0001 Pretoria



Figuur 3: Die geologie van die Atherstone Natuurresewaat, Noordwes-Transvaal.

Nagetrek vanaf die 1:250 000 Geologiese Reeks, Kaart 2426 Thabazimbi,

afsettings (Q) bedek. Swart kleigrond en kalkreot beslaan groot oppervlaktes wat ook swak gedreineer word.

Die grootste gedeelte van die plaas Moorland is met sand van die Kalahari Groep (T-Qk) bedek. Die Kalaharisand is eolies van oorsprong. In die mees noordelike deel van Moorland oorlê Kalaharisand die Ecca Groep van die Karoo Opeenvolging (Pe).

Op die plase Zuurverdiend en Rust kom die kleimineraal attapulgiot gelokaliseer op twee plekke voor. Die attapulgiot word tot drie meter dik en is met swart turfgrond bedek. Ontginning vind huidiglik deur middel van 'n oopgroefmyn plaas.

GEOMORFOLOGIE

Geomorfologie is die studie van landvorme se geaardheid, oorsprong, ontwikkelingsprosesse en materiële samestelling (Cooke & Doornkamp, 1984).

Tektoniese opstuwing het die graniet- en gneissbevattende gesteentes van die Swazium Eratem (Z) naby die oppervlak van die studiegebied gebring. As gevolg van die verwering en plastiese vloei wat onder die invloed van swaartekrag plaasgevind het, het daar egter geen besondere landvorme in die studiegebied ontwikkel nie. In die gedeeltes van die studiegebied waar tektoniese opstuwing minder sterk plaasgevind het, is laerliggende gedeeltes gevorm wat mettertyd met alluviale kwaterneêre afsettings oorlê is.

Die hoogte bo seevlak van die studiegebied wissel vanaf 905 m teen die noordwestelike grens van die plaas Moorland tot 980 m in die suide van die plaas Zuurverdiend.

Die studiegebied is op 'n effens golwende skiervlakte wat deel van die Limpopovlakte vorm, geleë (King, 1963; Kruger,

1983). Volgens die terreinmorfologiese kaart van Kruger (1983), is die Limpopovlakte die breë terreinpatroon Nr.4, naamlik: "Vlaktes met lae reliëf". Die welwing van die vlaktes is reguit en die reliëf is 0-130 m. Die studiegebied se lae tot medium dreineringsdigtheid is 0-2 km/km. Die lae tot medium stroomfrekwensie is 0-6 strome per km² en daar is meer as 80 persent oppervlaktes met hellings <5⁰.

'n Landvorm word deur Bloom (1978) as volg gedefinieer: Dit is 'n onafgebroke oppervlakte wat in sy geheel deur 'n waarnemer aanskou kan word maar wat van die waarnemer se posisie afhanklik is. Die afwesigheid van noemenswaardige hellings in die studiegebied gee aanleiding tot die onderskeiding van slegs drie landvorme naamlik waterbane, panne en die omringende skiervlaktes (kyk Figuur 6 vir die posisie van die waterbane).

Die studiegebied word noordwaarts na die Maricorivier wat 5 km vanaf die westelike grens van die studiegebied verbyvloei, gedreineer. Die geleidelike helling veroorsaak egter 'n stadige watervloei in die waterbane.

GROND

AGTERGROND

Na aanleiding van die verskillende menings by grondkundiges oor die definisie van grond (Stoch, 1976), sal dit nie hier probeer word om 'n gedetailleerde definisie vir die begrip "grond" voor te stel nie. Vir die huidige studie sal grond bloot beskou word as die boonste laag van die aardkors oftewel die pedosfeer waarin die plantegroei veranker is.

Grond as 'n omgewingsfaktor dra grootliks tot die struktuur en die geografiese verspreiding van die plantegroei by (Herbst, 1973; Walter, 1973; Bredenkamp, Theron & Van Vuuren, 1983; Bredenkamp, 1985; Fraser, Van Rooyen & Verster, 1987 en

Gertenbach, ongepubl.). Eweneens het die plantegroei 'n modifiserende uitwerking op die grondeienskappe (Grieve, 1977). Daarby postuleer klimatologiese teorieë dat die savanne-ekosisteem beter as enige ander ekosisteem by wisselende grondvogtoestande aangepas is (Montgomery & Askew, 1983). 'n Kennis van die grondeienskappe van die studiegebied dra dus by tot die interpretasie van gegewens en kan gebruik word om verskille, of ooreenkomste tussen plantgemeenskappe uit te wys (Bredenkamp et al., 1983). Die potensiële grassamestelling en die weidingswaarde van 'n gebied kan ook vanaf die grondeienskappe afgelei word (Coetzee, 1971 en Gertenbach, ongepubl.).

METODES

Twintig grondprofiele is in die studiegebied bestudeer. Die lokaliteite van die profielgate is so gekies dat die wydste verspreide grondvorme binne elke plantgemeenskap in die opname ingesluit is. Waar moontlik is die gate tot 1 m diepte gegrawe. Die grondprofiele is deur Mnr. P. W. Immelman* ondersoek en is volgens die sisteem van MacVicar, et al. (1977) in sewe onderskeie grondvorme geklassifiseer. Monsters is van die bo- en die ondergrond geneem. Bopas is as die eerste 50 mm grond gedefinieer. Die 40 monsters is onder leiding van Professor R.O. Barnard** ontleed vir tekstuur, suurheidsgraad en kleur. Weens die koste en arbeid aan chemiese ontledings verbonde, is sommige soortgelyke grondmonsters vermeng om die aantal monsters na 24 te reduceer. Hierdie monsters is vir die ammoniumasetaat ekstraheerbare katione naamlik kalsium, magnesium, kalium en natrium asook vir Bray II P ontleed.

* Mnr. P.W. Immelman, Posbus 213, 6835 Ceres.

** Prof. R.O. Barnard, Departement Grondkunde, Universiteit van Pretoria, 0001 Pretoria.

Die grondmonsters is eerstens gelaat om lugdroog te word waarna al die monsters deur 'n 2 mm-sif gesif is.

Standaardmetodes, soos deur Jackson (1958) beskryf, is vir die tekstuurontledings toegepas. Die suurheidsgraad is in 'n 1:2,5 grond:watersuspensie met behulp van 'n pH-meter bepaal. Die grondkleur is aan die hand van Munsell-kleurkaarte bepaal (Munsell Soil Color Charts, 1954).

Die ontleding vir P is gedoen deur grond vir 40 sekondes met 60 cm³ Bray II-ekstraheermiddel te skud. Koolstof is by die suspensie gevoeg om die steuringsinvloede van organiese sure te verwyder en om die ekstrak te ontkleur. Na skud is een druppel vlokkuleermiddel (Superfloc 127) bygevoeg. P is daarna bepaal met die vanadomolibdaat kolorimetriese metode soos dit deur Chapman & Pratt (1961) beskryf is.

Die ekstraheerbare katione is met behulp van atoomabsorpsie-spektrofotometrie bepaal nadat 7,5 g grond vir 30 minute met 75 cm³ N-ammoniumasetaatoplossing by 'n pH van 7 geskud is, (Van Vuuren, 1979). Die S-waarde is 'n aanduiding van grondvrugbaarheid word volgens Le Roux (1977) bereken deur die som van Ca, Na, Mg en K te vind.

RESULTATE EN BESPREKING

Die verkreë grondgegevens is gekoppel aan plantegroeigegevens en word saam met die ander habitatgegevens bo-aan Tabel 8 weergegee. Die ontledingsdata vir P, Ca, Mg, K en Na en die S-waardes word in Tabel 6 aangetoon.

Die gradiënte in Tabel 8 dui op 'n sterk verband tussen die verskillende grondeienskappe en plantegroei-verspreiding in die studiegebied. Die klassifikasie van gronde in grondvorme alleen bied egter nie bevredigende verklarings vir plantegroei-verspreiding aan nie. So byvoorbeeld, word die Hutton-grondvorm in vier van die vyf plantgemeenskappe

Tabel 6: Chemiese ontledingsdata in mg/kg van die algemeenste grondvorme in die vyf plantgemeenskappe van die Atherstone Natuurreservaat, Noordwes - Transvaal, gedurende 1984. (* S-waarde = Ca + Mg + K + Na).

PLANTGEMEENSKAP	GRONDVORM	GRONDLAAG	P	Ca	Mg	K	Na	S-waarde*
<u>Stipagrostis uniplumis-Terminalis sericea</u> Kort Oop Boomveld	Clovelly :	boggrond	5	174	89	128	0	391
		ondergrond	1	102	84	158	0	344
	Hutton :	boggrond	8	121	39	70	9	239
ondergrond		1	109	76	42	0	227	
<u>Grewia bicolor-Combretum apiculatum</u> Kort Oop Boomveld	Hutton :	boggrond	7	545	189	230	7	971
		ondergrond	0	572	267	196	12	1 047
	Cartref :	boggrond	7	394	139	225	19	777
ondergrond		2	178	112	122	90	502	
<u>Grewia flava-Acacia erubescens</u> Kort Oop Boomveld	Hutton :	boggrond	10	565	201	315	10	1 091
		ondergrond	0	717	350	279	16	1 362
	Hutton :	boggrond	7	538	123	181	3	845
ondergrond		1	589	311	144	11	1 055	
Clovelly :		boggrond	5	174	89	128	0	391
	ondergrond	1	102	84	158	0	343	
<u>Cymbopogon validus-Acacia nilotica</u> Kort Oop Boomveld	Valsrivier:	boggrond	11	723	637	355	4	1 719
		ondergrond	1	1 689	1 687	274	130	3 780
	Hutton :	boggrond	20	706	296	250	0	1 252
ondergrond		0	1 072	745	149	13	1 979	
Hutton :	boggrond	9	390	297	218	0	905	
	ondergrond	0	567	1 133	488	43	2 231	
<u>Ischaemum afrum-Acacia tenuispina</u> Lae Oop Boomveld	Arcadia :	boggrond	16	2 020	2 315	625	52	5 312
		ondergrond	3	1 990	2 696	355	652	5 693

aangetref.

Die volgende verklarings vir die plantegroei-verskille op die Hutton-grondvorm in die studiegebied word voorgestel:

- * In die Stipagrostis uniplumis-Terminalia sericea Kort Oop Boomveld (Hoofstuk 6) toon die Hutton-grondvorm laer S-waardes as Hutton-gronde in die ander plantgemeenskappe. Die grootste verskille is in die ondergrond waarneembaar waar die S-waardes 227 mg/kg beloop teenoor 'n minimum van 1 047 mg/kg in die ander gemeenskappe.
- * In die Grewia bicolor-Combretum apiculatum Kort Oop Boomveld (Hoofstuk 6) kom 'n vlak-geleë gruisagtige laag voor. Volgens Coetzee (1971) kan sandgronde wat op 'n gruisagtige laag lê, twee tot drie keer meer water hou as sandgronde sonder 'n gruisagtige laag. In die worteldeurdringbare gruislaag vind nog 'n redelike mate van verwerking plaas. Uitloging van ione uit die grondlae bokant die gruislaag vind net tot in die gruislaag plaas. As gevolg van die genoemde redes, het die gruisagtige laag 'n relatief hoë voedingstatus (Coetzee, 1971).
- * Die uitsonderlike kenmerk van die Huttongronde in die Grewia flava-Acacia erubescens Kort Oop Boomveld (Hoofstuk 6) is die klei-inhoud van >55% wat in die ondergrond aangetref word. Daar word nie 'n vlak gruisagtige laag aangetref nie.
- * Die verskille tussen die eienskappe van die Huttongronde in die Cymbopogon validus-Acacia nilotica Kort Oop Boomveld en die Grewia flava-Acacia erubescens Kort Oop Boomveld is relatief gering. Eersgenoemde gemeenskap toon 'n pH van sewe en 'n S-waarde van drie in die ondergrond. Laasgenoemde gemeenskap het daarteenoor 'n pH van ses en 'n S-waarde van twee in die ondergrond (Tabel 8). 'n Gruisagtige laag is ook nie aanwesig nie.

Die grondontledingsresultate in Tabel 8 toon dat die gronde in die studiegebied wissel vanaf sandgronde (0-10 % klei) tot kleigronde (>55 % klei). In sandgronde is grondvog na ligte reëns dadelik beskikbaar vir die vinnige kieming van sade en hergroei van meerjarige grassoorte. Die sandgrond het egter 'n lae voghouvermoë en droog weer vinnig uit. Die kleigronde het 'n goeie voghouvermoë en voorsien die plante van grondvog oor die langtermyn en grondvog kan selfs van een reënseisoen na 'n volgende oorgedra word. Daarby is die smaaklikheid en voedingswaardes van plantsoorte op kleigronde beter as op sandgronde (Coetzee, 1971).

Volgens Tabel 6 is die kleigronde in terme van kationbeskikbaarheid meer vrugbaar as sandgronde. Indien die onderverdeling van die reservaat in kleiner kampe oorweeg sou word, behoort die grondeienskappe 'n belangrike rol by die besluitneming te speel (Barnes, 1982). Die wild sal in staat moet wees om vryelik tussen die plantgemeenskappe binne dieselfde seisoen te beweeg sodat die effek van 'n wisselende reënval op gronde met 'n variasie in tekstuur ten beste deur die wild benut kan word. Gevolglik behoort klei- en sandgronde in ongeveer gelyke of minstens proporsioneel gelyke oppervlakte tussen kampe verdeel te word. Die aanbeveling word gemaak gesien in die lig daarvan dat wild moeilik met behulp van 'n kampstelsel beheer sou kon word en daarom in 'n stelsel van aanhoudende beweiding vir hulself sal moet sorg.

Volgens Tabel 8 bestaan daar 'n geassosieerde gradiënt van suur tot alkalies vanaf sandgronde na kleigronde. Die gradiënt vir S-waardes (of grondvrugbaarheid) van laag na hoog dui op die hoër vrugbaarheid van kleigronde as sandgronde en is nie net waarneembaar tussen die gronde van die studiegebied nie, maar ook tussen die bo- en ondergronde van dieselfde grondprofiel.

HOOFSTUK 4

Die Klimaat van die Atherstone Natuurreservaat

INLEIDING

Klimaatsfaktore word hoofsaaklik ondersoek weens die invloed daarvan op die plantegroei. Major (1963) onderskei tussen drie tipes klimaatsvlakke, naamlik streeks-, plaaslike- en mikroklimaatsvlakke. Weens die eenvormigheid van die topografie van die studiegebied en die omliggende omgewing (Hoofstuk 3) is klimaatsverskille op plaaslike klimaatsvlak in vergelyking met die streeksklimaatsvlak waarskynlik gering. Ook weens die eenvormige topografie is die klimaat binne die studiegebied waarskynlik sonder opmerklike verskille.

Sonstraling, temperatuur en vog is gesamentlik belangrik vir die plantegroei van enige gebied maar temperatuur en vog oefen die grootste invloed op plante uit (Robinson 1972; Schulze & McGee, 1978). Vervolgens word sonstraling, temperatuur en vog se rol in die studiegebied bespreek. 'n Kort oorsig van die toepaslike internasionale klimaatsklassifikasie word bykomend verskaf.

SONSTRALING

Sonstraling is noodsaaklik vir fotosintetiese prosesse (Robinson, 1972). Die inkomende sonstraling vir die studiegebied is $160 - 170 \cdot 10^5 \text{ J/m}^2/\text{dag}$ in die winter tot $240 - 250 \cdot 10^5 \text{ J/m}^2/\text{dag}$ in die somer (Schulze & McGee, 1978). Die studiegebied ontvang gemiddeld nege ure helder sonskyn per dag (Thompson, 1965).

TEMPERATUUR

Hitte verskaf die energie wat vir die plante se groeiprosesse benodig word (Robinson, 1972). Die studiegebied se gemiddelde lugtemperatuur oor 'n jaar gemeet lê tussen 20 °C en 24 °C (Nix, 1983).

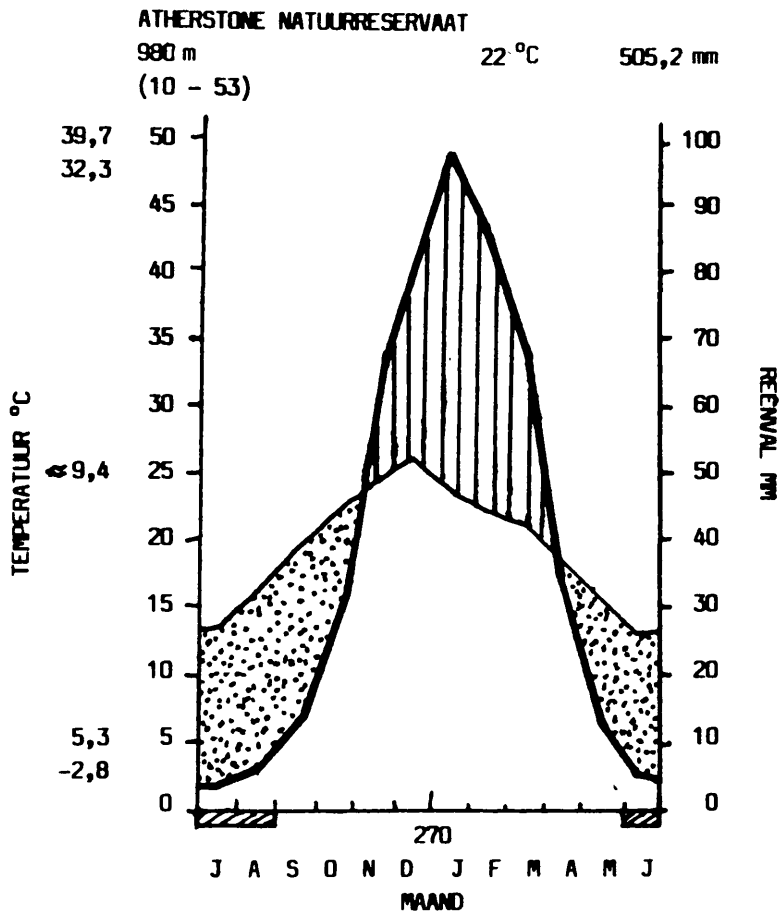
Volgens Figuur 4 was die amplitude tussen die daaglikse gemiddelde maksimum-temperatuur (32,3 °C) en die daaglikse gemiddelde minimum-temperatuur (5,3 °C) by die Thabazimbi-weerstasie oor 'n 10-jaar periode, 27 °C. Die rypvrye periode is vanaf September tot Mei. Volgens Atherstone (pers. med.), word ligte ryp een tot twee keer per jaar in die studiegebied ondervind terwyl swart ryp seldsaam is.

Die temperature in die Noordwes-Transvaalse Bosveld wissel weinig van plek tot plek (Coetzee, 1971). Dit word dus aanvaar dat die temperature in die studiegebied met die gegewens van die Thabazimbi-weerstasie vergelykbaar is. Die daaglikse gemiddelde uiterstes van temperature oor 'n 7-jaar tydperk by die Thabazimbi-weerstasie was 28,2 °C en 18,8 °C (Herbst, 1973). Daar was dus 'n gemiddelde amplitude van 9,4 °C vir die daaglikse temperatuuruiterses.

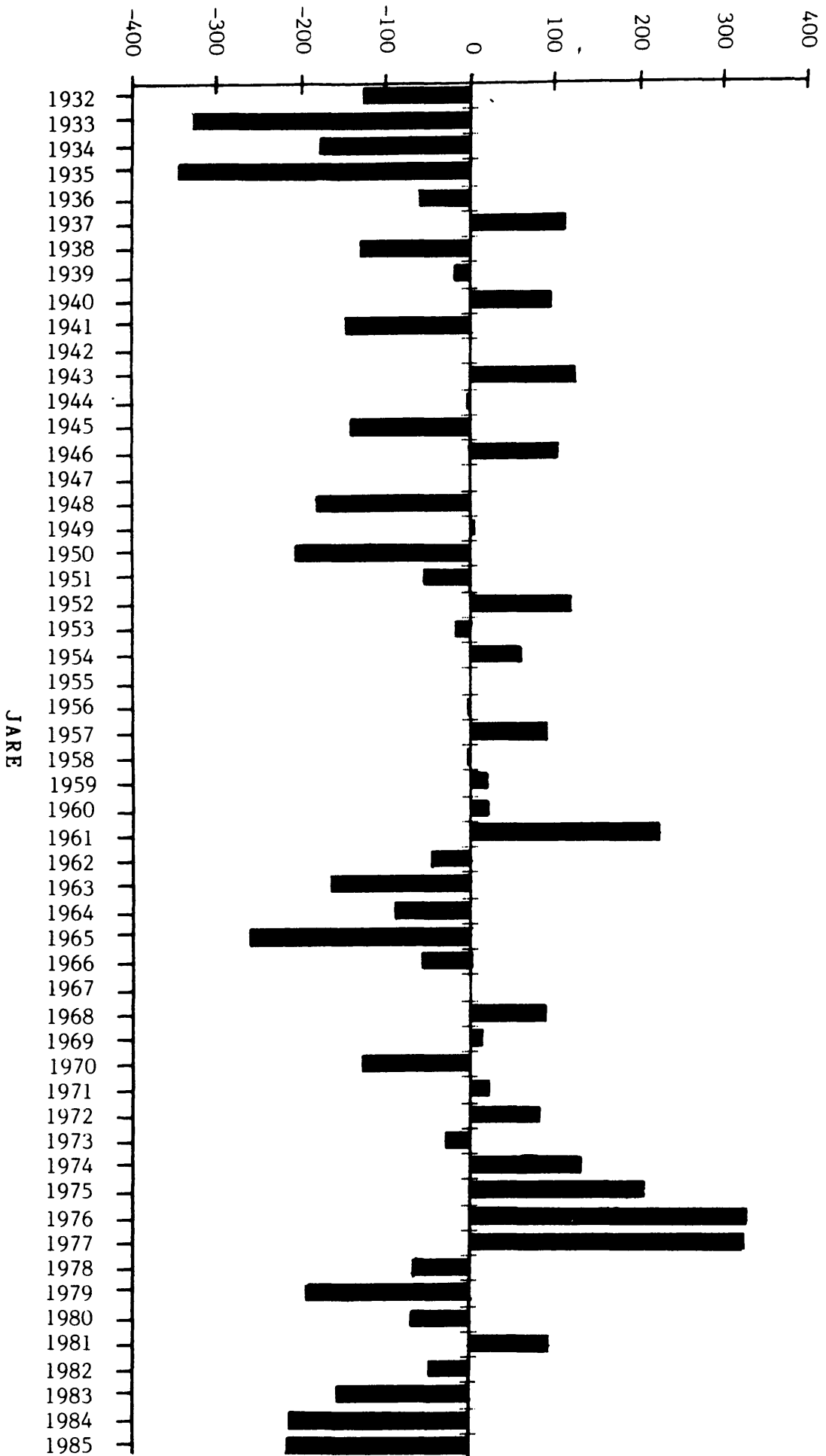
REËNVAL

Vog verskaf die noodsaaklike medium vir die prosesse van plantontwikkeling (Robinson, 1972). Die gemiddelde jaarlikse reënval vir die reënvalstasie Engeland nommer 5865458 (975 m, 24°35'S en 28°49'O) op 'n aangrensende plaas beloop 505,2 mm vir die 53 jaar periode tussen Januarie 1932 en April 1985 (Weerburo*, ongedateer). In Figuur 5 word die wisseling in die jaarlikse totale reënval tussen die jare 1932 en 1985

* Weerburo, Departement van Omgewingsake, Privaatsak X447, 0001 Pretoria.



Figuur 4: n Waarskynlike klimaatdiagram vir die Atherstone Natuurreservaat, Noordwes-Transvaal, gebaseer op Walter (1963) se konvensie. Reënvalgegevens van die reënvalstasie Engeland nommer 5865458 (975 m, 24°35'S en 26°49'O) vir die tydperk Januarie 1932 tot April 1985 (Weerburo, Privaatsak X447, Pretoria), is gebruik. Temperatuurgegevens is vanuit Coetzee (1971) se klimaatdiagram vir Thabazimbi (1028 m, 24°35'S en 27°25'O), verkry.



Figuur 5: Die wisseling van totale jaarlikse reënval rondom die gemiddelde jaarlikse reënval (0=505,5 mm) vanaf 1932 tot 1985 (uitgesonderd 1942, 1947, 1955 en 1967) by die reënvalstasie Engeland No.5865458 (975m, 24°35'S en 26°49'O) in mm vanjaar (Moorburg. Privaatsak X447, Pretoria).

aangetoon. Die hoogste jaarlikse totaal was 834 mm in 1976 en die laagste was 160 mm in 1935. Vir die 50 jaar waarvoor volledige maandelikse data beskikbaar is, bestaan daar gevolglik 'n amplitude van 674 mm tussen die hoogste en die laagste jaarlikse reënval. 'n Jaarlikse totale reënval van minder as 400 mm het in 32 persent van die bestudeerde jare voorgekom.

Tagtig persent van die jaarlikse reënval in die studiegebied word vanaf November tot en met Maart in die vorm van donderstorms ontvang (Figuur 4). Die hoogtepunt in reënval word in Januarie ondervind terwyl die droë periode van April tot Oktober strek (Figuur 4). Sagte reën word in die koeler maande (April tot Augustus) ondervind. Mis en misreën kom slegs tydens goeie reënjare, wanneer toestande oor die algemeen vogtig is, gedurende Februarie en Maart voor (Atherstone, pers. med.).

Die hoeveelheid vog wat werklik die grond binnedring om deur 'n plant benut te word, word deur die reënval se verspreiding oor die seisoen, die fisiese eienskappe van die grond en die onderskepping van reënval deur plantegroei beïnvloed (Coetzee, 1971 en Schulze & McGee, 1978). Verlies aan grondvog vind deur evapotranspirasie plaas wanneer plante grondvog opneem en wanneer grondvog direk uit die bogrond verdamp. In die droë savannestreek oorskry die potensiële evapotranspirasie 2 000 mm per jaar (Nix, 1983).

Relatiewe lugvogtigheid in die omgewing van die studiegebied is 60-70% om-en-by sonop en 40-50% om-en-by middag in Januarie. Gedurende Julie is die relatiewe lugvogtigheid 70-80% om-en-by sonop en 30-40% om-en-by middag (Thompson, 1965).

KLIMAATSKLASSIFIKASIE

Die studiegebied val in die BSh-klas van die Köppen-

klimaatsklassifikasie (Schulze, 1947 en Schulze & McGee, 1978). Dit beteken dat die studiegebied in 'n droë sone (B) met 'n steppeklimaat (S), wat droog en warm is en waar die gemiddelde jaarlikse temperatuur meer as 18 °C is, val.

Schulze (1947) deel die studiegebied onder die klimaatstreek DB`d volgens Thornthwaite se klassifikasie in. Dit beteken :

D = Die humiditeitsprovinsie is halfdor, die kenmerkende plantegroei is steppe en die indeks van die maandelikse neerslag in verhouding tot verdamping is 16-31.

B` = Die termiese provinsie is meso-termies en die temperatuureffektiwiteitsindeks is 64-127.

d = 'n Vogtekort bestaan in al die seisoene.

BESPREKING

Volgens die voorafgaande gegewens voldoen die studiegebied aan die vereistes vir lig en temperatuur wat vir normale vegetatiewe groei noodsaaklik is (Robinson, 1972). Dit blyk egter uit die groot verskil tussen die potensiële evapotranspirasie (>2 000 mm per jaar) en die jaarlikse gemiddelde reënval (505,2 mm per jaar) dat daar by tye groot vogtekorte in die studiegebied moet heers. Gevolglik kan vogbeskikbaarheid as die beperkende klimaatsfaktor vir normale plantontwikkeling in die studiegebied beskou word.

Aangesien daar verskille in die vogabsorpsie- en voghouvermoë van gronde bestaan (Robinson, 1972), behoort die verskillende grondsoorte van die studiegebied belangrike verskille in die vegetatiewe groei en floristiese samestelling van die plantegroei te veroorsaak. Mits die effektiewe neerslag op die kleigronde hoog is, sal die kleigronde na verwagting 'n hoër vegetatiewe produksie as die sandgronde op grond van 'n beter voghouvermoë alleen, lewer. Volgens Coetzee (1971) veroorsaak die sandgronde se hoër vogabsorpsievermoë daarenteen tydelike hoë vegetatiewe

produksie na ligte reëns of na harde maar kortstondige donderbuie wanneer die afloop op kleigronde relatief groot en die effektiewe neerslag laag is.

Die ligte ryp wat in die studiegebied ondervind word, beskadig normaalweg weinig plantmateriaal. Gewoonlik word slegs die eenjarige kruide beskadig terwyl die meerjarige grassoorte, struik en bome hul vitaliteit behou. Dit is Atherstone (pers. med.) se ondervinding dat wanneer daar geen ryp in die winterseisoen in die studiegebied voorkom nie, daar 'n hoër konsentrasie insektelewe, 'n verhoogde voorkoms van die siekte hartwater en meer siektes op die bome aangetref word. Dit wil dus voorkom asof ligte ryp in die winter gewens is.

Haelskade word gereeld in die maande November tot Maart ondervind en dit kan ernstige afmetings aanneem. Daar het nog nie sneeu in die studiegebied in die afgelope 60 jaar geval nie maar ysreën kom soms voor (Atherstone, pers. med.).

Dwarrelwinde en droë westewinde word volgens persoonlike waarnemings en die van Atherstone (pers. med.) in die maande November tot Maart ondervind. Sterk noordewinde word weer in die maande Augustus en September ondervind wat terselfdertyd 'n verhoogde blaar- en peulval sowel as 'n uitdrogingsinvloed op die grond en die plantegroei uitoefen.

Die heersende klimaat in die studiegebied kan dus as 'n warm, droë klimaat met 'n lang rypvrye periode en 'n onstabiele seisoenale reënval opgesom word. Periodes van bogemiddelde reënval word met droogteperiodes afgewissel. Gevolglik is dit die grondvogtigheidsfaktore wat plantproduksie en dus weidingskapasiteit in die studiegebied sal beperk.

HOOFSTUK 5

Biotiese Faktore

INLEIDING

Biotiese faktore is potensiële beperkende faktore vir plantontwikkeling (Robinson, 1972) en het as sodanig ook 'n potensiële beperkende invloed op die dierebevolking wat van die plantegroei afhanklik is. Biotiese faktore in 'n kunsmatige ekosisteem soos die studiegebied, spruit direk of indirek voort uit menslike inmenging met die natuur en raak belangrik wanneer daardeur toestande van wanbalanse in die ekosisteem veroorsaak word.

Om sinvolle riglyne vir toekomstige menslike inmenging met die natuur te kan voorstel, moes daar kennis geneem word van die geskiedkundige en huidige rol van natuurlewebestuur in die studiegebied. Die biotiese faktore wat vir hierdie doel ondersoek is, is veldbrand, plantegroeibenutting deur herbivore, grondbewerking, roofdiere, insekplae, voertuigpaaie, heinings, waterleivore en kunsmatige waterpunte.

VELDBRAND

Veldbrand word vir die huidige studie as 'n biotiese faktor beskou aangesien Atherstone (pers. med.) in die verlede al veldbrand as 'n beheermaatreël teen bosverdigting toegepas het. Atherstone (pers. med.) en Barnes (1982) is van mening dat natuurlike veldbrande deur die maak van paaie en die kortbeweiding van gras verhoed word en aldus tot bosverdigting aanleiding gee.

Daar is geen rekords oor veldbrande in die studiegebied beskikbaar nie behalwe vir die persoonlike mededeling van

Atherstone dat die laaste veldbrand op die plaas Moorland in 1978 gemaak is en dat kleiner ongeluksvure sedertdien in die studiegebied voorgekom het. Geen meesterplan om veldbrande as 'n bestuursmaatregel aan te wend in die studiegebied, is ooit opgestel nie (Atherstone, pers. med.). Die beleid wat in die verlede gevolg is, was om tydens goeie reënjare wanneer die gras lank uitgegroeï het, gedurende die vroeë lente in die spaarkampe te brand. Daar is gepoog om minstens een kamp per jaar te brand (Atherstone, pers. med.).

Tainton (1981a) en Trollope (1984) voorsien argumente en getuïenis as bewys dat natuurlike veldbrande dikwels in die verlede moes plaasgevind het. Trollope (1984) is egter van mening dat weens die laer, wisselvallige reënval in die dor savannes (<600 mm reënval per jaar) en die stadiger ophoping van brandbare materiaal, natuurlike veldbrande in hierdie dor savannes teen 'n laer frekwensie as in die vogtige savannes (>600 mm reënval per jaar) moes plaasgevind het.

Die invloed van veldbrand in savanne-ekosisteme is op die volgende vyf aspekte waarneembaar:

- * Die struktuur en dinamika van die plantegroei
- * Die samestelling en dinamika van die dierebevolking
- * Die produksie en kwaliteit van die weiding
- * Sekere grondeienskappe
- * Watervloei in die ekosisteem

(CSIR, 1978 en Booyen & Tainton, 1984).

Volgens Kruger (1984) herstel die plantegroei in halfdor savannes binne vier jaar nadat 'n brand plaasgevind het. Die reeds gevestigde houtagtige stratum is grootliks teen hoë veldbrandfrekwensies bestand en groot veranderinge in die plantegroei-bevolking word selde deur vuur veroorsaak (Kruger, 1984). Noble (1978) lê daarop klem dat regenerasie na veldbrand by sommige spesies van hul spesiesoortlike saadeienskappe afhanklik is. Die gevolg is dat die frekwensie

van veldbrand 'n invloed sal uitoefen op die spesiesamestelling wat na veldbrand ontwikkel.

Dieredinamika kan egter grootliks deur veldbrand beïnvloed word deurdat die plantegroei 'n hoër smaaklikheid, hoër produksie en hoër reproduksie na brand vertoon (Kruger, 1984; Mentis & Tainton, 1984 en McNaughton, 1985). Om blaarmateriaal meer beskikbaar vir blaarvreters te maak, beveel Mentis & Tainton (1984) aan dat veldbrand toegepas word wanneer die omgewingstemperatuur $>20^{\circ}\text{C}$ is, die relatiewe lugvogtigheid $<30\%$ is en die hoeveelheid brandbare materiaal $>3\ 000\ \text{kg/ha}$ is. Trollope* (pers. med.) se aanbeveling vir die Thabazimbi-bosveld is egter dat die hoeveelheid brandbare materiaal $4\ 000\ \text{kg/ha}$ behoort te oorskry alvorens 'n brand die houtagtige plantegroei se struktuur betekenisvol sal beïnvloed.

Die suksessionele stadiums van die opeenvolging van dierebevolkings op 'n afgebrande gebied wat deur Bigalke & Willan (1984) voorgestel word, impliseer dat waar diere vryelik rond kan beweeg, daar reeds vanaf die tweede stadium soos dit deur die outeurs beskryf word, 'n hoë weidruk op die hergroei van die plantegroei geplaas sal word. Hierdie tendens is ook deur Van Wyk (1974) vermeld. Weens die hoër produksie (Rushworth, 1978; Mentis & Tainton, 1984 en McNaughton, 1985) en reproduksie (Kruger, 1984) van die plantegroei in reaksie op veldbrand, behoort die hoër weidruk nie permanente skade aan die plantegroei te veroorsaak nie mits die dierebelading natuurlik onder die ekologiese drakrag van die gebied is. Hierdie stelling is egter ook daaraan onderhewig dat voldoende grondvog oor 'n lang tydperk beskikbaar sal wees en dit impliseer dat die wisselende reënval in die studiegebied 'n risikofaktor is wat nie voor

* Prof. W.S.W. Trollope, Fort Hare Universiteit, P/Sak X1341, 5700 Alice,

'n veldbrandbehandling bepaal kan word nie. Veldbrand gedurende die groeiseisoen wanneer die reënval sy maksimum bereik, is egter skadelik vir die graslaag (Trollope, 1984).

Gereelde veldbrand benadeel die fisiese toestand van die grondoppervlak en bring sekondêre nadelige gevolge soos 'n verlaagde infiltrasievermoë, verhoogde waterafloop en verhoogde erosie mee (Cass, Savage & Wallis, 1984). Die verbranding van plantmateriaal lei egter tot 'n versnelde hersirkulering van mineraalvoedingstowwe in die ekosisteem (Trollope, 1984).

Die nadelige invloed van veldbrand op die watervloei in 'n ekosisteem is aansienlik wanneer dit in 'n veldtipe met 'n hoë blaaroppervlakte-indeks, of wanneer dit tydens die aktiewe groeiperiode plaasvind (Bosch, Schulze & Kruger, 1984). Gevolglik behoort veldbrandbehandelings in die dormante, nie-groeiseisoen van plante uitgevoer te word.

PLANTEGROEIBENUTTING DEUR HERBIVORE

Voor die vestiging van blanke boere teen ongeveer 1920 in die omgewing van die studiegebied, was daar geen stamme wat permanent in die gebied gevestig het nie. Die blanke boere van die nabygeleë hooglande in die Waterberge het hierdie omgewing as winterjagveld gebruik maar kon aanvanklik weens siektes soos malaria hulle ook nie permanent daar vestig nie (Atherstone, pers. med.).

Dit kan aanvaar word dat die wild gedurende die somermaande op die skierevlaktes gewei het terwyl hulle drinkwater vanaf reënwaterpanne verkry het. Gedurende die wintermaande was die enigste standhoudende water in die kuile van die Marico- en Krokodilriviere beskikbaar. 'n Vorm van natuurlike wisselweiding is aldus veroorsaak deurdat die wild in die wintermaande rondom die riviere gekonsentreer het. Hierdie natuurlike vorm van wisselweiding het tesame met die

natuurlike veldbrande moontlik vir 'n gesonde gras/bosbalans gesorg. Atherstone (pers. med.) en Greeff (pers. med.) beweer dat die gemiddelde afstand tussen bome gedurende die 1920's ongeveer 100 m was en dat 'n digte graslaag die gebied bedek het. Later van tyd het bosverdigting deur veral Acacia tortilis, Acacia nilotica en Dichrostachys cinerea plaasgevind (Hoofstuk 6).

Die geskiedenis van benutting deur vee in die studiegebied is nêrens op skrif nie. Volgens Atherstone (pers. med.) is daar tussen 1935 en 1940 met 4 500 skape en 2 000 Friesbeeste op die drie plase Zuurverdiend, Rust en Summerfield North geboer. Die plase Schaapvley en Moorland is gedurende die laat vyftigerjare met 'n wildwerende heining afgekamp en daar is van toe af uitsluitlik met wild daar geboer. Daar is egter onsekerheid oor die wildgetalle op daardie stadium.

Die skaapboerdery is terselfdertyd gedurende die laat 1930's gestaak terwyl daar nog met 3 000 Aberdeen Angus-beeste op die vier plase Zuurverdiend, Rust, Summerfield en Summerfield North, geboer is. Die eerste Brahmanbeeste is in 1968 aangeskaf en daar is met hulle tot Julie 1985 geboer waarna daar 1 200 beeste uit die studiegebied verwyder is en die beesboerdery finaal gestaak is. Die wildgetalle vir 1983 en 1986 verskyn in Tabel 3.

In die verlede het veldbestuursmaatreëls 'n mate van wisselweiding tot gevolg gehad. Aanvanklik is kampe van <500 ha gebruik maar daar is weens die ekstensiwiteit van die boerderystelsel na kampe van tussen 500 en 1 000 ha oorgeslaan. 'n Kamp is bewei totdat die beeste se kondisie begin afneem het voordat die vee na 'n volgende kamp oorgeplaas is.

Taylor & Walker (1978) het gevind dat beweiding uitsluitlik deur beeste 'n hoër komponent van houtagtige struik laer as 3 m tot gevolg gehad het as waar dieselfde veldtipe deur 'n

verskeidenheid wildsoorte benut is. Die hooforsaak van bosverdigting in die Valleibosveld word deur Aucamp (1976) as die afwesigheid van blaarvreters in diereproduksiestelsels, gesien.

Walker (1976 en 1979) is van mening dat die bosverdigting wat voorgekom het onder benutting deur beeste in teenstelling met benutting deur wildsoorte (Taylor & Walker, 1978), die gevolg is van 'n variërende patroon in plantegroiebenutting deur wildsoorte. Die variasie tussen wildsoorte ontstaan as gevolg van verskille in habitatsvoorkeure, seisoenale bewegings en dieetkundige verskille. In hierdie drie genoemde aspekte is die mate van oorvleueling betreffende plantegroiebenutting egter meer as die mate van verskille en juis daarom word veerkragtigheid ("resilience") en stabiliteit aan 'n sisteem verskaf (Walker, 1976 en 1979). Dit gebeur omdat veranderings in die plantegroiestruktuur en -samestelling gevolg word deur 'n aanpassing van die benuttingspatroon deur die betrokke kombinasie van wildsoorte sodat alle komponente van die plantegroei benut word hoewel dit nie gelykmatig so mag wees nie.

Walker (1976) se opsomming van benuttingsekologie hierbo, is in ooreenstemming met die afsonderlike waarnemings van ander outeurs (Van der Schijff, 1959; Bell, 1971; Ferrar & Walker, 1974; Aucamp, 1976; Mentis & Duke, 1976; Mentis, 1977; Sauer, Theron & Skinner, 1977; Owen-Smith, 1978; Barnes, 1982; Sauer, Skinner & Neitz, 1982 en McNaughton, 1985).

Daar is egter perke aan die mate van ontblaring en ander benuttingsinvloede wat die plantegroei kan verduur voordat die verdigting van benuttingsverdraagsame of onsmaklike plantspesies voorkom (McNaughton, 1985). Die wisselwerking tussen plantegroeidiversiteit, plantspesiesamestelling, plantspesie-interaksies en die voedingsgedrag van die benutters lei tot groter plantegroieveerkragtigheid sodat beter weerstand teen benutting gebied kan word en sodat die

plantegroei na benutting vinniger produktief herstel.

Die nagevolge van plantegroebenutting word deur Frost, et al. (1986) gesien as afhanklik van ses faktore naamlik:

- * die plant se groeivorm,
- * die plantdele wat verwyder word,
- * die intensiteit, die frekwensie waarteen en die seisoen waarin die plant benut word,
- * die groeistadium van die plant,
- * die soort grond en grondvogtoestande en
- * die plant se geskiedenis.

Daar bestaan uiteenlopende menings oor die onderwerpe van kompenserende hergroei en plant/herbivoor-interaksies (McNaughton, 1976; Owen & Wiegert, 1976; Stenseth, 1978; McNaughton, 1978 en 1979; Owen, 1980; Hilbert, et al., 1981; Silvertown, 1982; Herrera, 1982; Owen & Wiegert, 1982(a en b); Thompson & Uttley, 1982; McNaughton, 1983; Marquis, 1984; Tuomi, et al., 1984; Seastedt, 1985; Lam & Dudgeon, 1985; Lewin, 1985; Westoby, 1985 en 1986; McNaughton, 1986(a en b); Belsky, 1986 en 1987 en Paige & Whitnam, 1987].

Een leerskool, naamlik die van McNaughton en Owen & Wiegert, beweer dat beweiding deur herbivore tot verhoogde produksie by die plante aanleiding gee. Dit sou die gevolg van 'n mutualisme tussen plante en herbivore wat deur ko-evolusie tot stand gebring is, wees. Daarteenoor beweer die leerskool van Belsky en Westoby dat beweiding nadelig is vir die vitaliteit van plante. Hoewel die ko-evolusie tussen plante en herbivore nie ontken word nie, word die bestaan van 'n mutualisme bevraagteken, gesien in die lig daarvan dat plante verdedigingsmeganismes teen beweiding ontwikkel het (Freeland & Janzen, 1974; Haukioja, 1980; Coley, 1983; Van Hoven, 1984; Rhoades, 1985; Fowler & Lawton, 1985; Coley, Bryant & Chapin, 1985; Cooper & Owen-Smith, 1985 en 1986 en Robbins, et al., 1987).

Belsky (1987) is van mening dat die indirekte positiewe invloede van beweiding op plantgemeenskappe en ekosisteme soos die verwydering van kompeterende plante en die bemesting van die veld deur faeces en urine met die direkte invloede van beweiding op individuele plante verwar word. Volgens McNaughton (1979 en 1983) is dit egter moontlik dat plantproduksie na beweiding deur faktore soos 'n hoër blaar/wortelverhouding en dierespeeksel fisiologies gestimuleer kan word .

Bogenoemde literatuur konsentreer egter hoofsaaklik op plantgemeenskappe se reaksie op beweiding. Volgens Noble (1978) behoort die rol van die lewenskragtigheidsienskappe ("vital attributes") van plantspesies en veral die rol van regenerasie deur saad, beklemtoon te word wanneer die suksessionele herstel na versteuring bestudeer word.

Dit is egter duidelik dat plantegroei benutting deur herbivore as 'n biotiese faktor 'n invloed op die floristiese samestelling, floristiese diversiteit, die produksietempo en die kwaliteit van die plantegroei het (McNaughton, 1983). Die invloed van plantegroei benutting in die halfdorre gebiede word egter oorheers deur die fluktuerende reënval aangesien laasgenoemde die regulerende dryfkrag in plantegroeidinamika is (Matthews, 1984; O'Connor, 1985 en Walker, Matthews & Dye, 1986). Om hierdie rede is die model van 'n weidingsstelsel soos dit deur Noy-Meir (1975) na analogie van roofdier/prooi-grafieke bespreek word, nie op die studiegebied van toepassing nie. Die model neem naamlik nie die invloed van reënval in ag nie en is daarom 'n oorvereenvoudiging vir sover as wat die dorre en half-dorre gebiede ter sprake kom.

Die klassieke model van plantsuksessie het dit dat die plantegroei by enige gegewe veelading deur 'n balans van twee ewewigtig toegepaste en opponerende kragte, weidruk en die plantegroei se neiging om in die rigting van 'n

klimaksstadium te verander, in 'n stabiele ewewig gehou word (Westoby, 1979/1980). Westoby (1979/1980) waarsku egter dat die genoemde twee opponerende kragte in die plantegroei van dorre gebiede nie ewewigtig, en ook nie noodwendig in teenoorgestelde rigtings, optree nie. Daarom kan dit gebeur dat veranderings in een rigting nie omgekeer kan word deur die weidruk te verander nie. Verder mag dit gebeur dat gegewe weidrukke vir die meeste van die tyd geen betekenisvolle gevolge op die plantegroei uitoefen nie maar dat dit in kombinasie met 'n besondere klimaatsgebeurtenis vinnig radikale veranderings kan veroorsaak.

Volgens Westoby (1979/1980) is die handhawing van konserwatiewe en konstante veeladings oneffektief en behoort weidruk gebruik te word om plantegroei-veranderings wat deur weerspatrone met 'n lae frekwensie veroorsaak word, òf aan te help, òf te blokkeer.

Na aanleiding van die aangehaalde literatuur word dit hier afgelei dat plant/herbivoor-interaksies as gevolg van terugvoersisteme, wat oorsaak en gevolg moeilik onderskeibaar maak, kompleks van aard is en nog nie bevredigend verklaar kon word nie. Dit wil egter voorkom asof plante op benutting reageer deur kompenserende hergroei en/of verdedigings-meganismes en dat daar wel limiete bestaan waarby oorbenutting op die langtermyn 'plante se vitaliteit sal benadeel. Sodanige limiete is spesifiek vir 'n plantspesie maar sal waarskynlik varieer afhangende van klimaatsgebeure, die plantgemeenskap waarin dit voorkom, die benuttingspatroon en die kombinasie van herbivore wat die plantgemeenskap benut. Die plant trek egter sekere voordele uit die matige benutting daarvan deur herbivore deurdat plantvoedingstowwe vinniger hersirkuleer word en ook verhoed word om uit die grond te loog.

GRONDBEWERKING

In die studiegebied word 250 ha deur ou lande beslaan. Nadat grondbewerking gestaak is, het groot getalle Acacia tortilis en Acacia nilotica op die ou lande gevestig. Grassoorte soos Urochloa brachyura, Digitaria eriantha, Tragus berteronianus, Aristida stipitata en Aristida adscensionis het ook op die ou lande veral in die ou ploegvore, waar meer vog tydens reëns versamel, gevestig. Op die ou lande van die swaar turfgrond het houtagtiges soos Acacia nilotica, Acacia tortilis en Acacia tenuispina teen 'n lae digtheid gevestig terwyl eenjarige kruide die kruidstratum kenmerk.

ROOFDIERE

Die voorkoms van roofdiere het 'n indirekte invloed op die plantegroei. In die teenwoordigheid van natuurlike roofdiere word organiese en anorganiese materiaal binne die ekosisteem deur 'n voedselkringloop hersirkuleer. Wanneer die mens egter as jagter of veeboer op 'n kunsmatige wyse as roofdier optree, word die voedselkringloop onderbreek deurdat die produk as prooidier totaal uit die ekosisteem verwyder word.

Die grootste roofdier wat soms in die studiegebied aangetref word, is die luiperd. Die laaste keer wat tekens van 'n luiperd se aanwesigheid in die studiegebied waargeneem is, was gedurende September 1984. Jagluiperds is voor 1980 ook in die studiegebied opgemerk (Atherstone, pers. med.). Die boere in die omgewing maak feitlik voor die voet jag op alle roofdiere en in die studiegebied alleen word daar jaarliks tussen 30 en 40 rooijakkalse van kant gemaak. Die opvallendste roofdiere wat tans nog in die studiegebied voorkom, verskyn onder meer in die "Lys van groter soogdiere" in Bylae 2.

Die mens as jagter het tans die natuurlike posisie van die roofdier bo-aan die voedselketting in die studiegebied

oorgeneem. Gegewens oor die menslike benutting van wilde diere in die studiegebied verskyn in Tabel 5. Die invloed van jag op die sosiale struktuur en gedrag van dierebevolkings is nie in die huidige studie bestudeer nie. Algemene waarnemings dui daarop dat die wildsoorte in die studiegebied tans 'n vrees vir menslike aktiwiteite ontwikkel het en daarom sou 'n studie van dieredinamika aldaar tans moeiliker uitvoerbaar wees.

Jag vind algemeen selektief vir die grootste manlike dier van 'n wildsoort plaas. Dit wil sê dat jag in baie gevalle teenwerkend is teenoor die natuurlike seleksie-teorie wat wil hê dat dit die swakker, wanaangepaste diere is wat deur roofdiere uit 'n bevolking verwyder word. Vir sommige wildsoorte waarvan die getalle vinnig vermeerder, soos die blouwildebees en die rooibok, is jag in die studiegebied in die verlede al soms op vroulike diere toegelaat. Die impak van trofeejag op die wildbevolking is tans heelwat laer as die impak van biltongjag aangesien trofeejagters gedurende die tydperk 1984-1987 slegs 13% van die totale aantal jagdae in die reservaat gespandeer het (Tabel 2).

INSEKPLAE

Van die insekte wat in die studiegebied voorkom is dit waarskynlik slegs die grasdraertermietsoorte wat potensieel die plantegroei kan benadeel. Volgens Nel (1968) is daar egter 'n verband tussen termietbeskadiging en oorbeweidning. 'n "Goeie grasstand" skep ongunstige toestande vir termiete en is dus wenslik in die bestryding daarvan (Gouse, 1985). Die bestryding van termiete met chemiese middels is die mees effektiefste gedurende die na-somer, herfs en vroeë winter (Gouse, 1985).

Tekens van termietbeskadiging in die studiegebied is in die Grewia flava-Acacia erubescens Kort Oop Boomveld op die plaas Moorland en in die Grewia bicolor-Combretum apiculatum Kort

Oop Boomveld op die plaas Summerfield North in die winter van 1985 waargeneem. Termietaktiwiteit is baie beperk op die swart turfgronde van die Ischaemum afrum-Acacia tenuispina Lae Oop Boomveld.

VOERTUIGPAAIE

Geskraapte paaie het benewens die vernietigende invloed op die plantegroei, ook 'n blywende invloed op die biologiese sisteme van die gebiede waarin dit voorkom (Pienaar, 1972). Voertuigpaaie in die studiegebied beslaan 200 km of 70 ha in totaal.

Tekens van watererosie kan op sekere paaie wat op sanderige gronde met 'n effense helling in die Grewia bicolor-Combretum apiculatum en die Stipagrostis uniplumis-Terminalia sericea Kort Oop Boomvelde geleë is, opgemerk word. Sand is op sommige paaie tydens die reënseisoen aan die begin van 1985 afgevoer aangesien die basale bedekking van die kruidlaag laag was weens die voorafgaande droogte (Figuur 5) en die gepaardgaande oorbeweidings. Erosie was veral opmerklik by paaie wat teen 'n helling geloop het en dus as waterafleibane gefunksioneer het. Op sommige plekke in die studiegebied word die waterafleivermoë van paaie selfs ingespan om gronddamme te voed.

HEININGS

Aangesien heinings die vrye rondbeweging van wild op die veld en die gevolglike suksessionele beweidings, soos deur Bell (1971) en McNaughton (1985) beskryf, beperk, het heinings 'n invloed op die benutting van plantegroei deur herbivore. Die beperking van dierebewegings deur heinings en die fisiese gevare wat daarmee gepaard gaan, beïnvloed ook die bevolkingsdinamika van die wildsoorte. Mortaliteite as gevolg van diere wat deur drade probeer spring, is in die studiegebied by die rooibok, eland en koedoe waargeneem.

Veeheinings is in die verlede in die studiegebied gebruik om wisselweiding moontlik te maak. Die afkamping het wel tot 'n sekere mate die grondsoorte en plantegroei verskille in die gebied in ag geneem. Die eerste wildwerende heinings is gedurende die laat vyftiger jare van hierdie eeu opgerig toe die plase Schaapvley en Moorland toegespan is. Teen 1975 was die hele studiegebied met wildwerende draad omhein. Al die veeheinings het tot Maart 1985 nog binne die studiegebied bestaan maar teen die einde van 1986 was daar geen veeheinings meer oor nie.

Die volgende diersoorte het volgens direkte en indirekte waarnemings min moeite ondervind om oor of onder deur 'n veeheining te beweeg en kon gevolglik relatief vryelik in die studiegebied rondbeweeg: rooibok, koedoe, vlakvark, eland, swartwitpens, waterbok, tsessebe, steenbok en grysdruiker. Sommige wildsoorte is erg gehinder deur veeheinings maar het dit tog by tye oorkruis, naamlik: kameelperd, blouwildebees, rooihartbees, bastergemsbok en gemsbok. Sover vasgestel kan word, het die witrenoster, bontkwagga en Hartmann se bergkwagga selde indien ooit oor 'n veeheining beweeg.

Wildwerende heinings word vryelik deur vlakvarke ondergrawe. Koedoes sal volgens Atherstone (pers. med.) die wildwerende heinings onder dwang oorkruis en te oordeel aan 'n aantal mortaliteite van koedoes in die wildwerende heinings tydens die studietydperk, sal koedoes ook vrywillig probeer om wildwerende heinings te oorkruis. Hierdie vermoede word deur ongepubliseerde resultate van Peel* (pers. med.) ondersteun. Rooibokramme sal soms gebruik maak van groot vlakvark-kruipgate om ook onder deur wildwerende heinings te beweeg (Atherstone, pers. med.).

* Mnr. M. Peel, Navorsingsentrum vir Weiding, Privaatsak X05, 0039 Lynn East.

WATERLEIVORE EN KUNSMATIGE WATERPUNTE

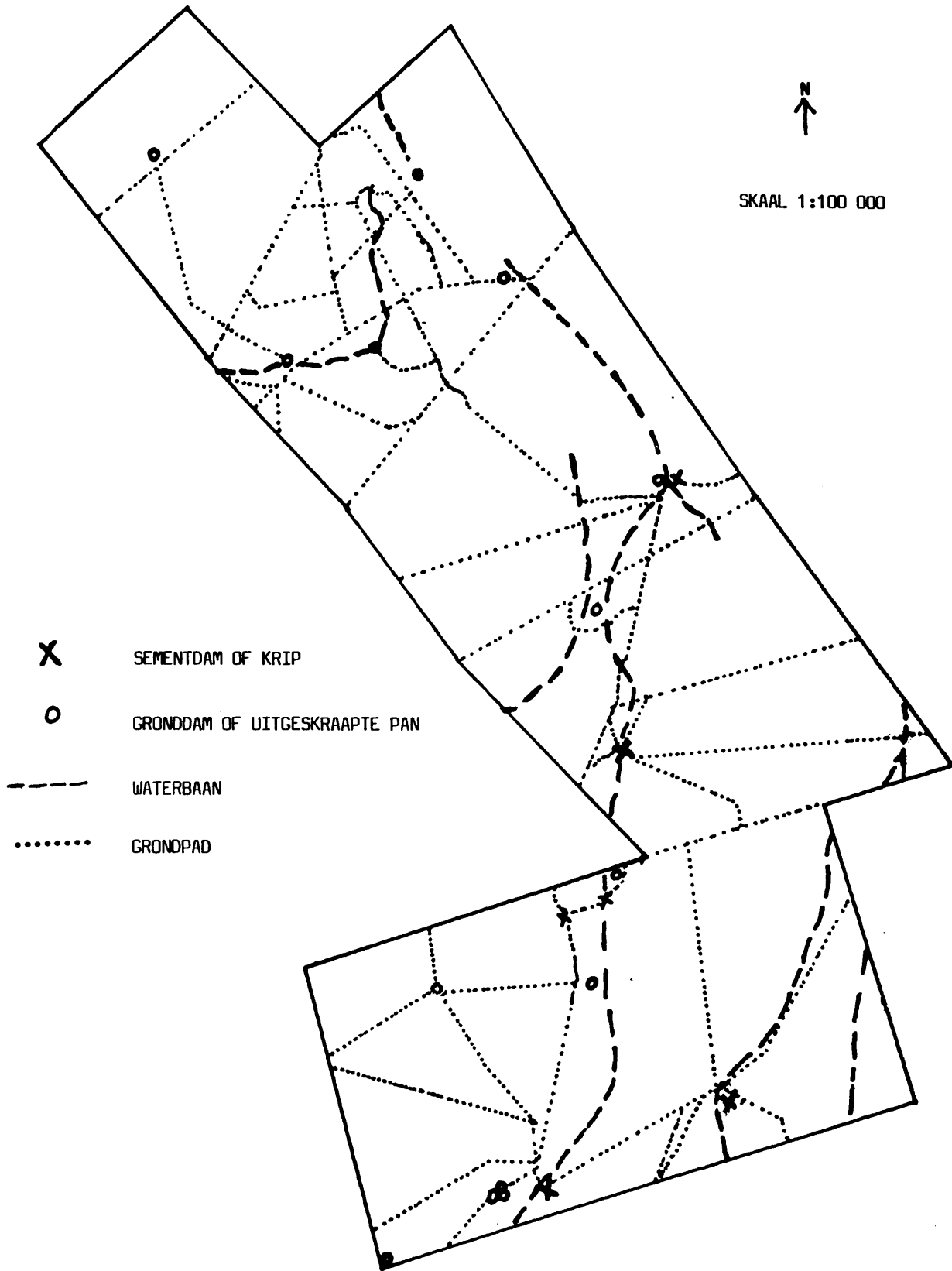
Daar bestaan tans 11 gronddamme in die studiegebied. Vyf van die gronddamme is eintlik natuurlike reënhoudende panne wat dieper uitgeskraap is. Vier gronddamme is op die gewone manier in of langs dreineringsbane gemaak terwyl twee gruisgate van die Transvaalse Provinsiale Administrasie ook tydelik reënwater kan berg. Daar is ook ses sementkrippe wat met boorgatwater gevul word. Permanente watervoorsiening deur middel van dieselpompe en sementdamme vind by al ses sementkrippe en by drie van die uitgeskraapte reënpanne plaas.

Waterleivore en selfs voertuigpaaie word ingespan om afloopwater na die gronddamme en die uitgeskraapte reënhoudende panne te vervoer. Dit is moontlik dat hierdie praktyke tot 'n vinniger afloop van reënwater op die veld en gevolglik 'n laer effektiewe neerslag vir die plantegroei kan lei.

Die verspreiding van waterpunte in die studiegebied word in Figuur 6 aangedui. Volgens Van der Schijff (1959) vind die benutting van plantegroei deur herbivore sirkelvormig rondom 'n waterpunt plaas. Die hoogste plantegroeibenutting wat met uittrapping gepaardgaan, vind digby die waterpunt plaas. Benutting raak sonaal al hoe minder hoe verder van die waterpunt af en in die Nasionale Krugerwildtuin word benutting onbenullig op 'n straal van ongeveer 10 km weg van die waterpunt (Van der Schijff, 1959). Die gemiddelde straal van veldbenutting rondom drinkgate deur verskillende diersoorte is deur Young (1970) bestudeer en sy resultate verskyn in Tabel 7.

BESPREKING

Die ekologiese gevolge van veldbrand word nog nie ten volle



Figuur 6: Watervoorsiening, waterbane en die stelsel van paaie in die Atherstone Natuurreservaat, Noordwes-Transvaal, soos in 1987.

Tabel 7: Die gemiddelde straal (km) van veldbenutting deur verskillende diersoorte, wat ook in die Atherstone Natuurreservaat voorkom, rondom drinkplekke in die Nasionale Krugerwildtuin. Aangepas uit Young (1970).

<u>DIERSOORT</u>	<u>STRAAL VAN VELDBENUTTING</u>	
	<u>Winter</u>	<u>Somer</u>
Blouwildebees	7,7	1,0
Bontkwagga	7,5	1,0
Rooibok	2,3	0,7

deur ekoloë begryp nie (Booyesen, 1984). Min inligting is ook bekend oor die invloed van verskillende weidingsbehandelings na veldbrand (Trollope, 1984). Dit is egter reeds duidelik dat veldbrand 'n belangrike komponent in die savanne is om 'n gesonde balans tussen gras en bos te behou. Veldbrand stimuleer vegetatiewe produksie en kan die beskikbare grasmateriaal byna verdubbel (Rushworth, 1978). Die verhoogde kwaliteit en smaaklikheid van die hergroei na veldbrand maak dit moontlik om veldbrand aan te wend as 'n bestuursmaatregel om wisselweiding te bewerkstellig (Van Wyk, 1974).

Faktore wat tydens besluitneming oor die aanwending van veldbrand in ag geneem moet word, is:

- * die bestaande gras/bos-balans
- * die tyd van die plantegroeisiklus
- * die verwagte en die beplande intensiteit van die vuur in terme van die beskikbare hoeveelheid brandbare materiaal en die heersende klimaatstoestand
- * die opvolgbehandeling in terme van beweiding en herhaalde veldbrand
- * die algemene toestand en groeikragtigheid van die veld
- * die voorafgaande geskiedenis van veldbrand
- * die heersende weidruk en die grootte van die gebied wat gebrand gaan word relatief tot die ongebrande gedeelte wanneer die wildsoorte vryelik toegang tot die hergroei na 'n brand het

Daar bestaan 'n ooreenkoms tussen die gevolge van veldbrand en die van plantegroei benutting deur herbivore. Die plantegroei samestelling, -produksie, -kwaliteit en -struktuur word grootliks deur beide behandelings beïnvloed. Daarom behoort veldbrand en plantegroei benutting ewewigtig vir die mees gunstige resultate beheer te word. Te gereelde veldbrand in kombinasie met strawwe beweiding sal plantretrogressie teen 'n verhoogde tempo laat plaasvind. Daarenteen sal geen veldbrand en oorbenuiting van die graslaag tot bosverdigting lei terwyl geen

veldbrand en onderbenutting tot 'n afname in die veerkragtigheid van die sisteem sal lei. Die gevolge van selektiewe beweiding kan egter weer in 'n mate deur veldbrand geneutraliseer word.

Die aanwending van enige benuttingsstrategie moet daarop gemik wees om plantspesiediversiteit konstant te hou of te verhoog. In die afwesigheid van aanbevelings en gegewens omtrent moontlike beweidingsstrategieë wat vir die verhoging van plantspesiediversiteit aangewend kan word, moet 'n aanname gemaak word. Vanaf die uitgangspunt dat matige beweiding wisselende direkte en indirekte invloede op die plantegroei uitoefen en dat langdurige swaar beweiding altyd nadelig is, kan aangeneem word dat in 'n natuurlike sisteem wat aan menslike bestuur onderwerp word, daar soveel moontlik plantspesies en individuele plante matig benut behoort te word vir die behoud, indien nie die verhoging nie, van plantspesiediversiteit en veerkragtigheid in die sisteem.

Spesie-selektiewe benutting deur die dierebevolking in 'n sisteem is gevolglik ongewens. Die variasie in plantegroeibenuttingspatrone deur diersoorte moet aangewend word om 'n breë plantegroeibenuttingspektrum in 'n sisteem te bewerkstellig (Walker, 1976 & 1979). Dit word egter nie geïmpliseer dat die grootste verskeidenheid van diersoorte in 'n sisteem noodwendig die winsgewendste praktyk is nie. Die mate van oorvleueling tussen diersoorte ten opsigte van plantegroeibenutting is meer as die mate van verskil. Daarom mag skadelike kompetisie tussen diersoorte ontstaan wat veral by skaars en bedreigde diersoorte onaanvaarbaar sou wees. Herbivore moet by die vasstelling van benuttingsstrategieë minstens in drie ekologiese groepe, naamlik selektiewe beweiërs, nie-selektiewe beweiërs en blaarvreters geskei word (Mentis, 1976 & 1981). Deur die groepe as eenhede te manipuleer, is dit moontlik om sekere veldbestuursdoelwitte na te streef.

As gevolg van die regulerende invloed van die fluktuerende reënval in die studiegebied, is dit duidelik dat benuttingsbestuur nie 'n onbuigbare strategie behoort te wees nie. Die aanbeveling van Walker, et al. (1986), dat natuurlike veld deur 'n voorvalgerigte-benadering (event-orientated approach) bestuur moet word, moet gevolglik vir die studiegebied aanvaar word. Dit sal beteken dat weidruk periodiek aangepas moet word in reaksie op drastiese klimaatsverskynsels wat ondervind word ten einde ongewenste plantegroei- en veranderinge te blokkeer of gewenste veranderinge aan te help (Westoby, 1979/1980).

Die langsame herstel van die ou lande na "natuurlike klimaksplantegroei", is kenmerkend van die bosveld. Van Rooyen, Grunow & Theron (1986) en Scholes (1986) bespreek metodes om bosverdichting te beheer. Hierdie metodes kan ook vir die herstel van die ou lande aangewend word.

Vir die redes van reservaatgrootte en -vorm, die teenwoordigheid van waardevolle diersoorte en die probleem om groot roofdiere tot die reservaat te beperk, is die aanhou van groter roofdiere vir trofeejagdoeleindes of toerisme waarskynlik onversoenbaar met die meeste ander vertakkings van natuurlewebenutting. Daar behoort deeglik kennis geneem te word van die invloed van jag op die bevolkingsdinamika van diersoorte in die reservaat ten einde te verseker dat optimum ouderdoms- en veral geslagsverhoudings vir die doelwit van wildproduksie in die reservaat behou word.

Indien veldtoestande onder suiwer wildboerdery sou verbeter en die klimaatsiklus sou terugkeer na gemiddelde en bogemiddelde reënval, behoort termietbeskadiging van plantegroei in die toekoms minder opvallend te wees.

Die stelsel van paaie in die studiegebied is onbevredigend

weens die invloed van erosie en waterafloop uit die veld asook vir die feit dat reguit paaie nie esteties aanvaarbaar is nie.

Die verwydering van die interne veeheining behoort gunstig op die plantegroei benutting in die studiegebied in te werk deurdat veral blouwildebeeste en bontkwaggas vryelik sal kan rondbeweeg. Die nadelige invloed van selektiewe beweiding deur blouwildebeeste sal daardeur minder gekonsentreerd voorkom terwyl die gunstige invloed van nie-selektiewe beweiding deur bontkwaggas uitgebrei sal word. Laasgenoemde is 'n belangrike benuttingsfaktor aangesien daar nie tans buffels in die studiegebied aangehou word nie. In die gedeelte "Wisselweiding versus aanhoudende beweiding" sal daar aangedui word hoedat 'n wildwerende heining in kombinasie met die toepassing van differensiële oesdruk, wisselweiding in die studiegebied moontlik kan maak.

Uit Figuur 6 kan dit afgelei word dat die waterpunte met permanente watervoorsiening bevredigend in die studiegebied versprei is, gesien in die lig van die gegewens wat deur Van der Schijff (1959) en Young (1970) verskaf word. Die gemiddelde afstand tussen permanente waterpunte in die studiegebied is 3,8 km en die verste punt vanaf permanente water is 5,5 km.

Certenbach* (pers. med.) huldig die mening dat geen kunsmatige watervoorsiening aan wild gelewer behoort te word as dit nie beheer kan word nie. In die studiegebied is verskeie waterpunte wat nie reguleerbaar is nie en wat gevolglik tot plaaslike oorbenutting aanleiding kan gee. Dit is huidiglik ook nie moontlik om wisselweiding met

* Dr. W.P.D. Certenbach, Privaatsak X402, 1350 Skukuza.

behulp van die afsluiting van waterpunte te bewerkstellig nie. Verder behoort dit in gedagte gehou te word dat die afsluiting van waterpunte in die studiegebied in elk geval slegs in die droë seisoen 'n praktiese werklikheid kan word aangesien reënwaterpanne vir lang periodes waterhoudend kan wees. Dit word hier voorgestel dat die toepassing van differensiële oesdruk op die twee helftes van die reservaat, wanneer dit deur 'n wildwerende heining geskei word (Hoofstuk 10), sal veroorsaak dat die probleem om wisselweidruk deur middel van die afsluiting van waterpunte te bewerkstellig minstens ten dele te bowe gekom sal word.

HOOFSTUK 6

Die Plantegroei van die Atherstone Natuurreservaat

INLEIDING

Ongeag die doelwitte van natuurlewebestuur (bewaring en/of benutting), is die natuurlewebestuurder gemoeid met biologiese produksie in terme van die plant- en diereprodukte wat in 'n gebied geproduseer word. Ten einde dan doeltreffende bestuur te kan uitoefen, is kennis van die biologiese produksieprosesse, wat funksioneel in 'n gebied is, noodsaaklik. Aangesien plantproduksie 'n voorvereiste vir diereproduksie is, is 'n ondersoek na die plantegroei van die Atherstone Natuurreservaat dus van primêre belang.

Vir die doelwitte van die huidige studie, is 'n floristies/strukturele ondersoek van die plantegroei uitgevoer. Die plantegroei van die studiegebied is in plantgemeenskappe verdeel deur middel van die Braun-Blanquet klassifikasiestelsel. Plantegroei klassifisering word onder andere benodig vir plantegroei kartering (Goodall, 1978 en Greig-Smith, 1980), plaasbestuur (Grunow, Edwards & Morris, 1969 en Greig-Smith, 1980) en vir die bepaling en verklaring van ekologiese verskynsels soos plantegroei/omgewingsverwantskappe.

Die bogrondse ruimtelike verspreiding of struktuur van die plantegroei verskaf inligting aangaande die hoeveelheid plantmateriaal op verskillende hoogtevlakke, die mate van bosverdigting wat plaasvind, die sigbaarheid vir wildsoorte en die plantegroei se reaksie op behandelings soos brand en beweiding (Van Rooyen, 1978 en Bredenkamp & Theron, 1985). Die klem wat in die huidige studie op die beskrywing van die plantegroei struktuur gelê word, is in ooreenstemming met die internasionale neiging by die toepassing van die Braun-

Blanquetmetode (Westhoff, 1967).

METODES

Daar is van die Braun-Blanquetmetode vir die klassifisering van die plantegroei van die studiegebied gebruik gemaak. Die Braun-Blanquetmetode (Werger, 1974 en Westhoff & Van der Maarel, 1978) is die doeltreffendste standaardmetode van alle benaderings tot plantegroei-klassifikasie (Whittaker, 1978). Die metode is al wyd in Suider-Afrika toegepas (Werger, 1973; Coetzee, 1974; Coetzee, 1975; Bredenkamp & Theron, 1976; Coetzee, et al., 1976; Werger & Coetzee, 1977; Van Rooyen, 1978; Le Roux, 1980; Van der Walt, 1980; Westfall, 1981; Bredenkamp, 1982; Coetzee, 1982; Van Rooyen, 1983; Van Rooyen, 1984 en Certenbach, 1987) en word deur Scheepers (1983) vir die standardisering van toekomstige plantsosiologiese studies aanbeveel.

Die huidige studiegebied is aanvanklik deurkruis en verken en sewe voorlopige fisonomies-floristiese eenhede is subjektief met behulp van 1:30 000 lugfoto's onderskei en gekarteer. 'n Ewekansig gestratifiseerde metode is daarna gebruik om die geografiese posisies van 38 persele op die lugfoto's te bepaal. Deur die loop van die opname, wat vanaf 21 Maart tot 18 Mei 1984 gestrek het, is vyf bykomende persele uitgeplaas in gebiede waar die voorlopige plantegroei-assosiasies nie subjektief bepaal kon word nie. 'n Totaal van 43 persele is dus uitgeplaas en die posisies daarvan word in Figuur 2 aangedui.

Tydens die verkenningperiode asook tydens die plantegroei-opname is planteksemplare versamel en deur die personeel van die Nasionale Herbarium* benaam. Eksemplare van plante is ter

* Die Nasionale Herbarium, Navorsingsinstituut vir
Plantkunde, P/sak X101, 0001 Pretoria.

insae by die H.G.W.J. Schweickerdt-herbarium* beskikbaar. Die versameling van planteksemplare is tydens die groeiseisoen van 1985 voortgesit ten einde die plantspesielys (Bylae 1) so volledig moontlik te maak.

Die totaal van 43 persele wat in die studiegebied uitgeplaas is, beteken 'n gemiddelde digtheid van 1 perseel per 315,9 ha. Die homogeniteit van die plantegroei en die doelwitte van die studie het nie 'n meer intensiewe opname vereis nie.

'n Kwadraatgrootte van 200 m² word as geskik vir 'n Braun-Blanquet-opname in die kruidstratum van savannes beskou (Coetzee, et al., 1976; Coetzee & Gertenbach, 1977; Van Rooyen, 1978; Westfall, 1981; Van Rooyen, 1983; Van Rooyen, 1984 en Gertenbach, 1987). Met die kruidstratum word alle grassoorte, nie-grasagtige kruide en semi-houtagtige kruide bedoel. Die bedekkingetalsterktewaarde vir elke plantsoort van die kruidlaag is aan die hand van die Braun-Blanquetskaal, soos deur Van Rooyen (1978) beskryf, geskat. Die simbole wat in die huidige studie gebruik is, is vir makliker tabelering en rekenaarinvoering aangepas en word in Tabel 8 weergegee.

Die omgewingsfaktore wat by elke perseel aangeteken is, was:

- * Hoogte bo seespieël in meter soos vanaf die Suid-Afrika 1:50 000 Velle verkry.
- * Persentasie klipbedekking (geen of 1-10%).
- * Mate van vertrapping (geen, matig, sterk).
- * Graad van oppervlakerosie (geen, matig, dongas).
- * Biotiese invloede (beweiding, brand, termietbeskadiging).
- * Klipgrootte (gruis \leq 10 mm, klein klippies $>$ 10-50 mm)
- * Opvallende plante in die omgewing van die perseel wat toevallig nie tydens die opname binne die perseel voorgekom

* H.G.W.J. Schweickerdt-Herbarium, Departement Plantkunde, Universiteit van Pretoria, 0001 Pretoria.

Verklaring van simbole in Tabel 8:

Gemeenskapnommer: 1 = Die Stipagrostis uniplumis - Terminalia sericea Kort Oop Boomveld
 2 = Die Grewia bicolor - Combretum apiculatum Kort Oop Boomveld
 3 = Die Grewia flava - Acacia erubescens Kort Oop Boomveld
 4 = Die Cymbopogon validus - Acacia nilotica Kort Oop Boomveld
 5 = Die Ischaemum afrum - Acacia tenuispina Lae Oop Boomveld

Persentasie klipbedekking: 0 = 0 - <1%
 1 = 1 - 10%

Tekstuur: 1 = sand
 2 = leemsand
 3 = sandleem
 4 = sandkleileem
 5 = sandklei
 6 = klei
 7 = kleileem

pH: 5 = taamlik suur
 6 = matig suur
 7 = neutraal
 8 = matig alkalies
 9 = taamlik alkalies

S-waarde (mg/kg): 0 = < 500
 1 = 501 - 1 000
 2 = 1 001 - 1 500
 3 = 1 501 - 2 000
 4 = 2 001 - 2 500
 5 = 2 501 - 3 000
 6 = 3 001 - 3 500
 7 = 3 501 - 4 000
 8 = 4 001 - 4 500
 9 = > 4 500

Gronddiepte (mm): 1 = 0 - <500 mm
 2 = 500 - 1 000 mm
 3 = >1 000 mm

Grondvorm: 1 = Arcadia
 2 = Cartref
 3 = Clovelly
 4 = Hutton
 5 = Katspruit
 6 = Valsrivier
 7 = Westleigh

Mate van vertrapping: 1 = geen
 2 = matig
 3 = sterk

Persentasie houtagtige kroonbedekking: 1 = 0 - 10
 2 = >10 - 15
 3 = >15 - 20
 4 = >20 - 25
 5 = >25 - 30
 6 = >30 - 35
 7 = >35 - 40
 8 = >40 - 45
 9 = >45

Bedekkingsgetalsterktes: + = < 1%
 1 = 1 - 5%
 2 = >5 - 12%
 3 = >12 - 25%
 4 = >25 - 50%

het nie.

Weens die homogeniteit van die topografie (Hoofstuk 3) is dit nie nodig geag om die geringe aspek- en hellingverskille aan te teken nie.

Die Varieerbare Kwadrantperseelmetode (Coetzee & Gertenbach, 1977 en Van Rooyen, 1978) is gelyktydig met die Braun-Blanquetmetode en op dieselfde lokaliteite vir die beskrywing van die floristiese samestelling en struktuur van die houtagtige plantegroei uitgevoer. Met behulp van hierdie metode word die persentasie kroonverspreiding en digtheid van houtagtige spesies in ses hoogtevlakke bepaal. Die varieerbaarheid van die perseelgrootte wat van plantdigtheid afhang, kanselleer oor- of ondermonstering van die houtagtige spesies. Dataverwerking is met 'n rekenaarprogram, opgestel deur Weiswange*, uitgevoer.

Die tabelering van relevè-gegevens in 'n Braun-Blanquettabel word deur Werger (1974), Van Rooyen (1978) Westhoff & Van der Maarel (1978) en Gertenbach (1987) beskryf. Die Phytotab-rekenaarprogramme vir die verwerking van Braun-Blanquetdata soos dit deur Westfall (1981) en Westfall, et al., (1982) beskryf is, is met die uitsondering van die programme Plant 50 en Plant 60 gebruik om die plantegroei klassifikasie moontlik te maak. Dataverwerking het aanleiding gegee tot die ontstaan van nodums in die data waardeur diagnostiese en gemeenskaplike spesies (Werger, 1974; Van Rooyen, 1978; Westhoff & Van der Maarel, 1978 en Westfall, 1981) uitgewys kon word. Relevès met soortgelyke spesiekombinasies is saam geklassifiseer om vyf plantgemeenskappe te onderskei.

Die binomiale naamgewing van die plantgemeenskappe is volgens

* B. Weiswange, Rekenaarsentrum, Universiteit van Pretoria,
0001 Pretoria

die aanbevelings van Theron* (pers. med.) en Barkman, Moravec & Rauschert (1986) gedoen.

Die volgende riglyne is nagekom:

- * Die eerste spesienaam is verkieslik diè van 'n diagnostiese spesie wat in die gemeenskap voorkom.
- * Die tweede spesienaam is diè van 'n visueel opvallende of dominante spesie wat met 'n hoë konstantheid in die gemeenskap voorkom.
- * 'n Toepaslike fisiese term volgens die klassifikasie van Edwards (1983) word aan die spesiename gekoppel.

RESULTATE EN BESPREKING

Die plantsosiologiese klassifikasie van die studiegebied word in Tabel 8 saamgevat. Die grense van die vyf onderskeide plantgemeenskappe is op 'n 1:100 000 kaart aangebring (Figuur 7). Die struktuurgegewens word deur die histogramme in Figure 9, 11, 13, 15 en 17 saamgevat.


Die vyf plantgemeenskappe wat vir die doeleindes van natuurlewebestuur in die studiegebied onderskei is, is as volg benaam:

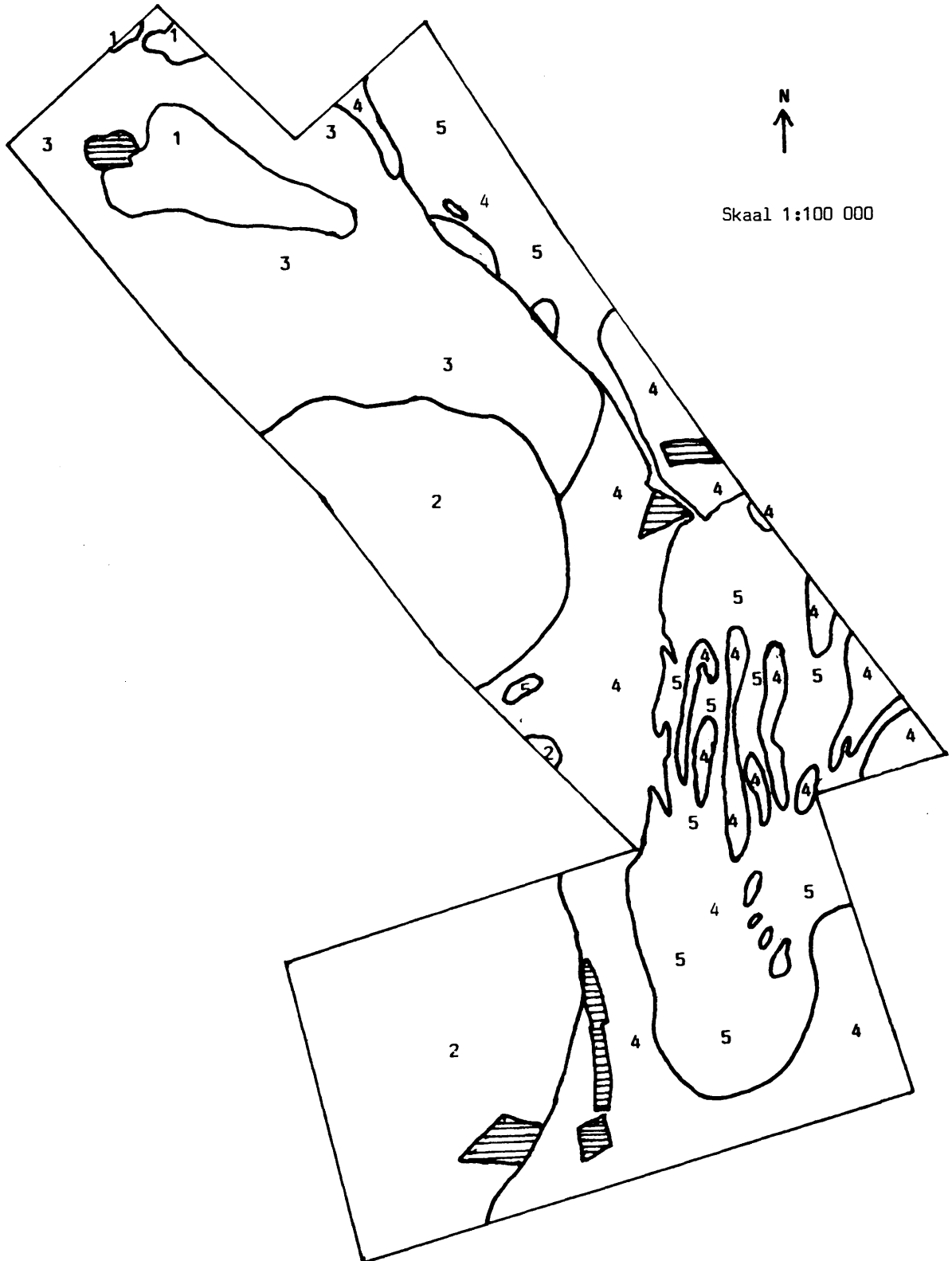
- * Die Stipagrostis uniplumis-Terminalia sericea Kort Oop Boomveld.
- * Die Grewia bicolor-Combretum apiculatum Kort Oop Boomveld.
- * Die Grewia flava-Acacia erubescens Kort Oop Boomveld.
- * Die Cymbopogon validus-Acacia nilotica Kort Oop Boomveld.
- * Die Ischaemum afrum-Acacia tenuispina Lae Oop Boomveld.

Verteenwoordigende foto's van die vyf plantgemeenskappe verskyn in Figure 8, 10, 12, 14 en 16.

* Prof. G.K. Theron, Departement Plantkunde, Universiteit van Pretoria, 0001 Pretoria

- 1 = Die Stipagrostis uniplumis-Terminalia sericea Kort Oop Boomveld
- 2 = Die Grewia bicolor-Combretum apiculatum Kort Oop Boomveld
- 3 = Die Grewia flava-Acacia erubescens Kort Oop Boomveld.
- 4 = Die Cymbopogon validus-Acacia nilotica Kort Oop Boomveld
- 5 = Die Ischaemum afrum-Acacia tenuispina Lae Oop Boomveld

 = Ou lande



Figuur 7: Die plantgemeenskappe van die Atherstone Natuurreservaat, Noordwes-Transvaal, soos in 1984 deur middel van die Braun-Blanquetmetode bepaal.

Vervolgens sal die plantgemeenskappe afsonderlik bespreek word. Die metodes en kriteria wat tydens grondontledings gebruik is, is reeds in Hoofstuk 3 bespreek.

DIE STIPAGROSTIS UNIPLUMIS-TERMINALIA SERICEA KORT OOP BOOMVELD.

Algemeen

Hierdie gemeenskap is in die noordelike gedeelte van die studiegebied, hoofsaaklik op die plaas Moorland (47 KP), geleë (Figuur 7). Die ekotoonegebied tussen die Stipagrostis uniplumis-Terminalia sericea Kort Oop Boomveld en die Grewia flava-Acacia erubescens Kort Oop Boomveld is wyd en het soms die plasing van grense bemoeilik. Die aan- en afwesigheid van Terminalia sericea is meermale as 'n bepalende faktor tydens sonering gebruik. In oppervlakte is die Stipagrostis uniplumis-Terminalia sericea Kort Oop Boomveld die kleinste van die vyf gemeenskappe en beslaan 483 ha of 4% van die totale oppervlakte van die studiegebied.

Die gemeenskap word deur spesiegroep A onderskei (Tabel 8). Die gemeenskap word deur vier relevès verteenwoordig en daar kom van 16-27 spesies per relevè voor. 'n Foto van die gemeenskap verskyn in Figuur 8.

Habitat

Die gemeenskap is hoofsaaklik met die Clovelly-grondvorm geassosieer maar die Hutton-grondvorm word ook op die grense van die gemeenskap aangetref (Tabel 8). Die bogrond is 'n sandgrond met 'n kleipersentasie van 0-10%. Die ondergrond is 'n sandleemgrond met 'n kleipersentasie van 16-20%. Die kleur van die bogrond is bruin en die ondergrond is rooibruin. Die taamlik tot matige suurgrond se pH wissel van 5 tot 6. Die gronde het 'n lae vrugbaarheid en die S-waarde wissel van 300-400 mg/kg. Die gronddiepte is deurgaans >1 m en daar kom



Figuur 8: Die Stipagrostis uniplumis-Terminalia sericea Kort Oop Boomveld. Opvallende spesies op die foto is Terminalia sericea, Acacia tortilis, Dichrostachys cinerea, Stipagrostis uniplumis en Schmidtia pappophoroides.

geen klippe op die grondoppervlak voor nie.

Plantegroei

Houtagtige plantegroei

In die houtagtige stratums is Terminalia sericea die diagnostiese spesie. Ander opvallende houtagtige spesies in die gemeenskap is Grewia flava, Dichrostachys cinerea en Acacia tortilis. Die gemiddelde persentasie kroonbedekking is 22,0%.

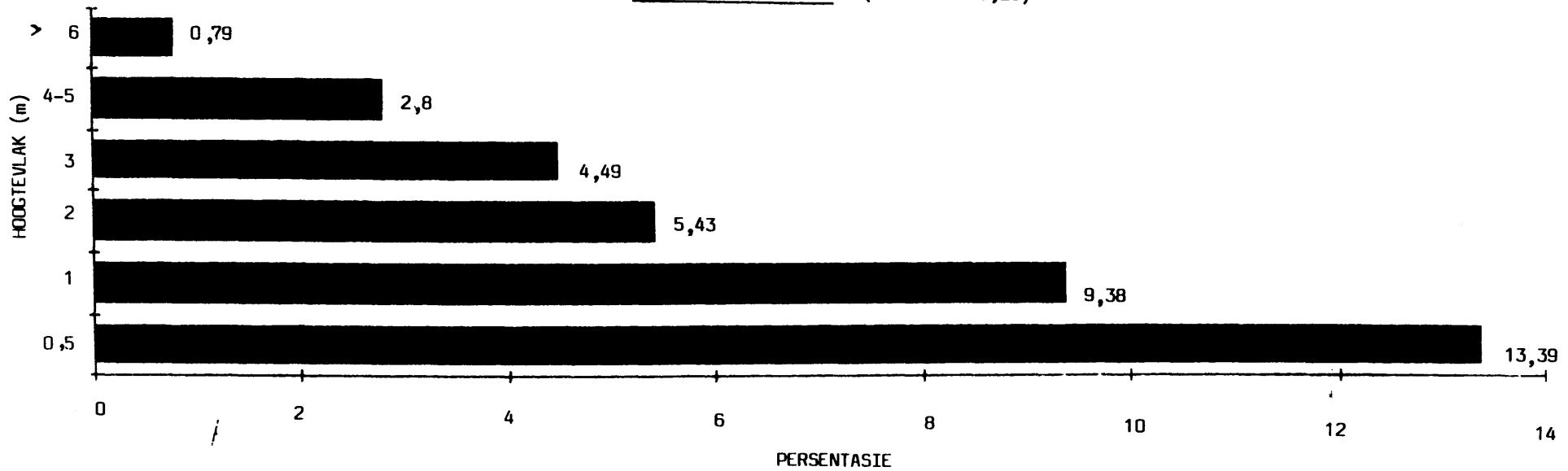
Kruidagtige plantegroei

In die kruidlaag is Stipagrostis uniplumis, Eragrostis pallens en Eragrostis lehmanniana die diagnostiese spesies. Ander algemene kruidagtige spesies is Schmidtia pappophoroides, Panicum maximum en Digitaria eriantha.

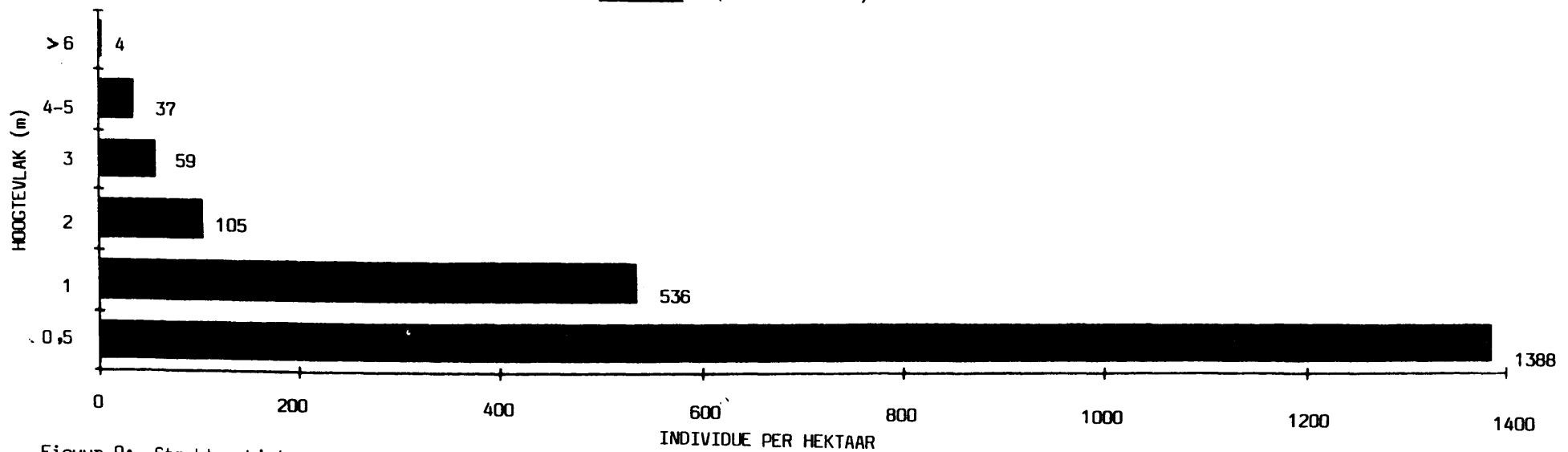
Struktuur

Histogrammatiese voorstellings van die digtheid en die persentasie kroonverspreiding van die houtagtige spesies in die gemeenskap verskyn in Figuur 9. Die relatiewe hoë digtheid van spesies laer as 1,5 m, is opmerklik. In perseel 26 was hierdie verskynsel beklemtoon deur die drastiese invloed van 'n brand wat gedurende 1978 (ses jaar voor die opname) plaasgevind het. Bome van 4 m en hoër is yl versprei in die gemeenskap en is tot die spesies Peltoporum africanum, Boscia albitrunca en Acacia erioloba beperk. Daar kom gemiddeld 1 971 houtagtige plante per hektaar in die gemeenskap voor.

% KROONVERSPREIDING (Totaal = 36,28)



DIGTHEID (Totaal = 2129)



Figuur 9: Struktuurhistogramme van die Stipagrostis uniplumis-Terminalia sericea Kort Oop Boomveld in die Atherstone Natuurreserveat, Noordwes-Transvaal.

DIE GREWIA BICOLOR-COMBRETUM APICULATUM KORT OOP BOOMVELD

Algemeen

Hierdie gemeenskap kom in die westelike dele van die studiegebied op hoër liggende areas voor (Figuur 7). Die gemeenskap beslaan 3 443 ha of 25% van die totale oppervlakte van die studiegebied.

Die gemeenskap word deur spesiegroep B onderskei (Tabel 8). Hierdie gemeenskap word deur vier relevès verteenwoordig en daar kom van 20-24 spesies per relevè voor. 'n Foto van die gemeenskap verskyn in Figuur 10.

Habitat

Die grondvorm wat die grootste oppervlakte in die gemeenskap beslaan, is die Hutton-grondvorm. Die Cartref-grondvorm word gelokaliseerd aangetref waar 'n mate van vogdreinerings uit die gemeenskap plaasvind. Die Hutton-grondvorm is 'n sandkleileemgrond met 'n kleipersentasie van 21-35% in die bo- en ondergrond. Die kleur van die bogrond en die ondergrond is onderskeidelik bruin en rooibruin. Die matige suurgrond het 'n pH van 6 in die bo- en die ondergrond. Die gronde het 'n lae vrugbaarheid en die S-waarde wissel van 900-1 100 mg/kg. Die gronddiepte wissel van 200 tot 500 mm aangesien 'n gruislaag onder die grond aangetref word. Lateriet (ouklip) is plek-plek op die grondoppervlak waarneembaar maar andersins is daar geen klipbedekking nie.

Plantegroei

Houtagtige plantegroei

In die houtagtige stratums is die diagnostiese spesies Combretum apiculatum, Grewia bicolor, Euclea undulata, Acacia burkei en Combretum hereroense. Ander opvallende houtagtige



Figuur 10: Die Grewia bicolor-Combretum apiculatum Kort Oop Boomveld.
Opvallende spesies op die foto is Sclerocarya birrea,
Combretum apiculatum en Dichrostachys cinerea.

spesies in die gemeenskap is Grewia flava, Acacia erubescens, Acacia tortilis, Dichrostachys cinerea en Peltophorum africanum. Sclerocarya birrea subsp. caffra is 'n opvallende spesie in die gemeenskap maar dit is slegs in relevè 29 aangeteken. Die gemiddelde persentasie kroonbedekking is 29,13%.

Kruidagtige plantegroei

Daar kon nie 'n diagnostiese spesie in die kruidlaag van die gemeenskap onderskei word nie. Kruidagtige spesies wat verspreid voorkom, is Eragrostis rigidior, Schmidtia pappophoroides, Panicum maximum, Aristida congesta en 'n Ledebouria spesie.

Struktuur

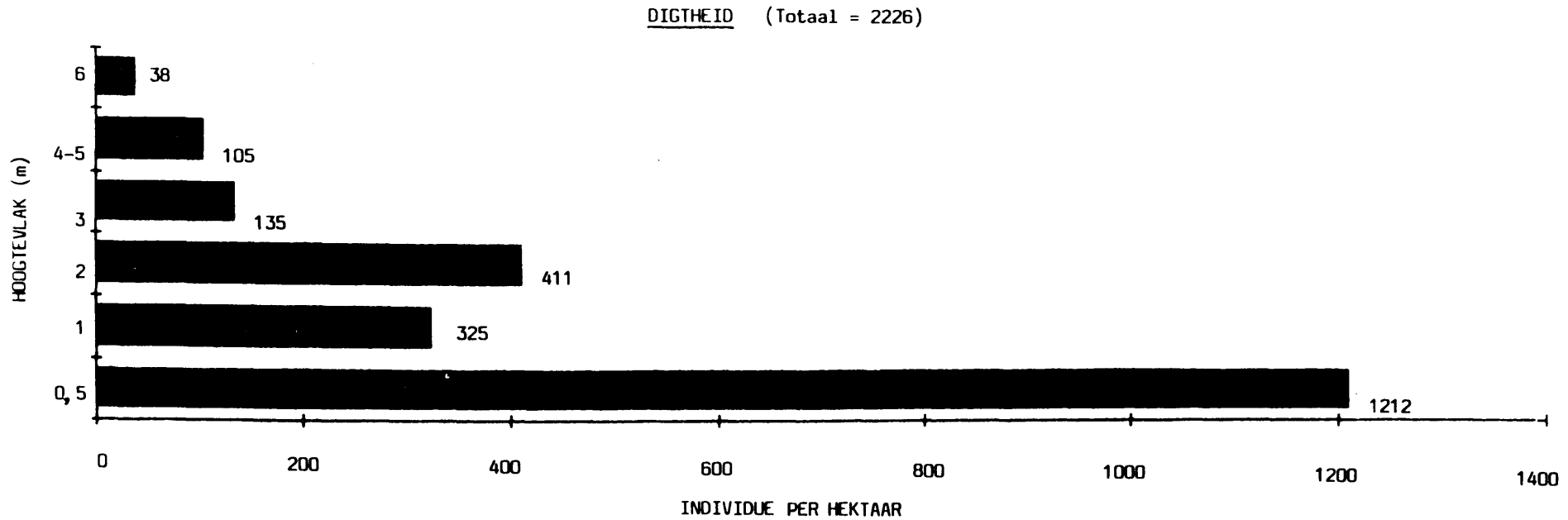
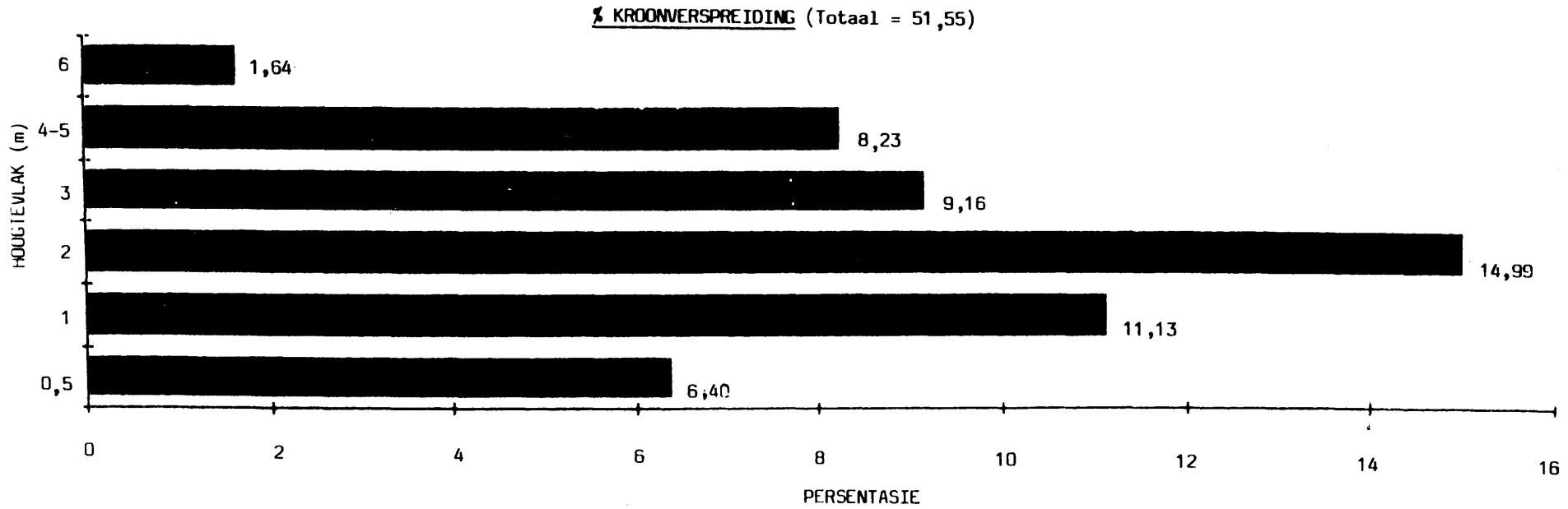
Histogrammatiese voorstellings van die digtheid en die persentasie kroonverspreiding van die houtagtige spesies in die gemeenskap verskyn in Figuur 11. Die relatief hoër persentasie kroonverspreiding op die 2 m hoogtevlak is opmerklik en is gedeeltelik te wyte aan die groeivorm van volwasse Combretum apiculatum individue. Benutting deur rooibokke en die invloed van skaduwee kan moontlik verantwoordelik gehou word vir die laer persentasie kroonverspreiding in die hoogtevlakke onder 2 m. 'n Gemiddeld van 2 226 houtagtige plante is per hektaar aangeteken.

DIE GREWIA FLAVA-ACACIA ERUBESCENS KORT OOP BOOMVELD.

Algemeen

Hierdie gemeenskap is in die noordelike gedeeltes van die studiegebied geleë (Figuur 7). Die gemeenskap beslaan 2 838 ha of 21% van die totale oppervlakte van die studiegebied.

Die gemeenskap word deur spesiegroep C onderskei (Tabel 8).



Figuur 11: Struktuurhistogramme van die Grewia bicolor - Combretum apiculatum Kort Oop Boomveld in die Atherstone Natuurreservaat, Noordwes-Transvaal.

Die gemeenskap word deur 12 relevès verteenwoordig en daar kom van 16-28 spesies per relevè voor. 'n Foto van die gemeenskap verskyn in Figuur 12.

Habitat

Die gemeenskap is hoofsaaklik met die Hutton-grondvorm geassosieer maar 'n onderliggende gruisagtige laag kom nie voor nie. Die bogrond het 'n kleipersentasie van 21-35% en is 'n sandkleileemgrond. Die ondergrond is 'n kleigrond met 'n kleipersentasie van >55%. Die kleur van die bogrond en die ondergrond is onderskeidelik bruin en dowwe rooibruin. Die neutraal tot matige suurgrond se pH wissel van 5 tot 7. Die gronde het 'n lae vrugbaarheid en die S-waarde wissel van 800-1 400 mg/kg. Die gronddiepte is deurgaans >1 m en geen klippe kom op die grondoppervlak voor nie.

Die Clovelly-grondvorm word binne die gemeenskap in die weste en noordweste van die plaas Moorland gevind. Die Clovelly-grondvorm bevat meer sand, is minder vrugbaar en is ook suurder as die Hutton-grondvorm. Die Westleigh-grondvorm kom gelokaliseerd in die gemeenskap voor. Die ondergrond toon wit vlekke wat 'n teken van periodieke versuiping is (Immelman, pers. med.). Stande van Acacia grandicornuta het op die Westleigh-grondvorm ontwikkel.

Plantegroei

Houtagtige plantegroei

Daar kon nie 'n diagnostiese spesie in die houtagtige stratum onderskei word nie. Hierdie gemeenskap word egter respektiewelik van die Stipagrostis uniplumis-Terminalia sericea Kort Oop Boomveld en die Grewia bicolor-Combretum apiculatum Kort Oop Boomveld deur die grootlikse afwesigheid van spesiegroepe A en B (Terminalia sericea en Combretum apiculatum) onderskei.



Figuur 12: Die Grewia flava-Acacia erubescens Kort Oop Boomveld.
Opvallende spesies op die foto is Acacia erubescens en
Grewia flava.

Die mees opvallende houtagtige spesie op die Hutton-grondvorm binne die gemeenskap is Acacia erubescens. Acacia erubescens is egter totaal afwesig op die Clovelly-grondvorm binne die gemeenskap. Die houtagtige spesies wat verspreid in die gemeenskap aangetref word, is Boscia albitrunca, Commiphora pyracanthoides, Acacia fleckii, Ehretia rigida, Grewia flava, Acacia tortilis, Dichrostachys cinerea en Ziziphus mucronata. Die gemiddelde persentasie kroonbedekking is 20,5%.

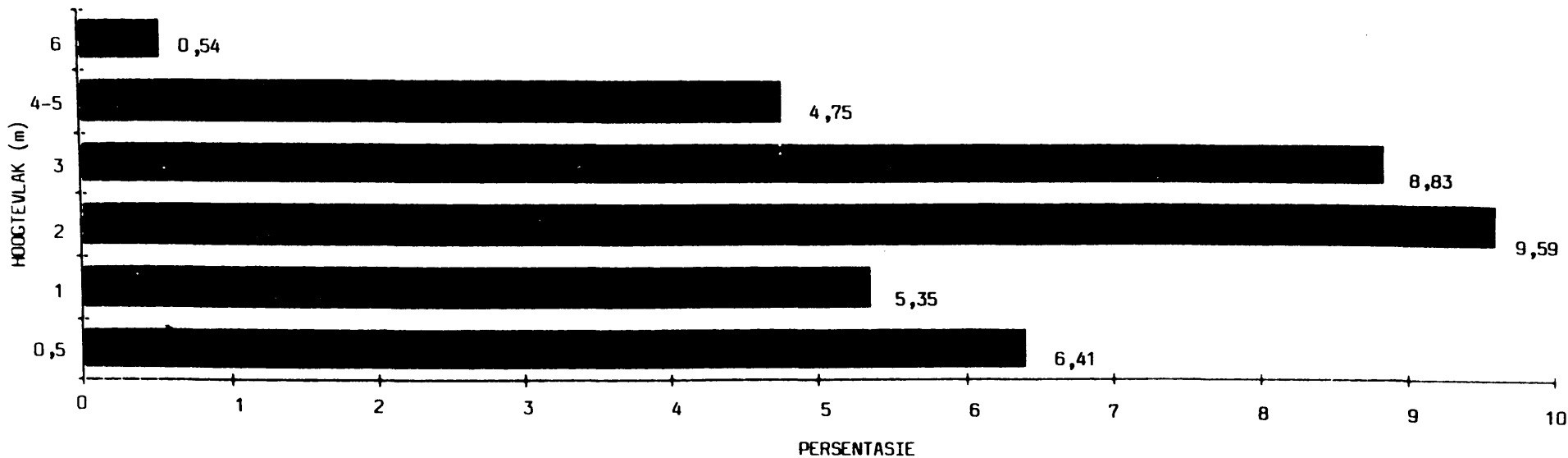
Kruidagtige plantegroei

Daar kon ook nie 'n diagnostiese spesie in die kruidagtige stratum onderskei word nie. Die kruidagtige spesies wat verspreid in die gemeenskap voorkom, is Eragrostis rigidior, Schmidtia pappohoroides, Panicum maximum, Limeum pterocarpum, Evolvulus alsinoides, Kyphocarpa angustifolia, Tragus berteronianus, Aristida congesta, Digitaria eriantha en Indigofera schimperi.

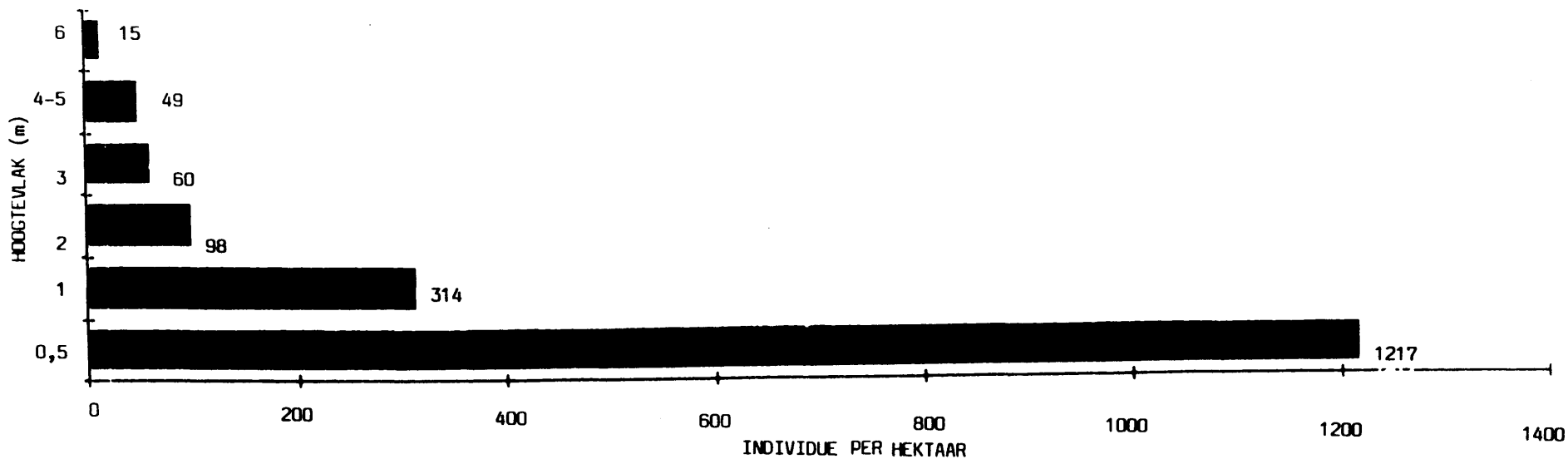
Struktuur

Histogrammatiese voorstellings van die persentasie kroonverspreiding en digtheid van die houtagtige spesies in die gemeenskap verskyn in Figuur 13. Die grootste bydrae tot die totale persentasie kroonverspreiding in die gemeenskap word in die 2 m en 3 m hoogtevlakke gemaak en is hoofsaaklik aan die paddastoelgroei van Acacia erubescens te wyte. Die vorm van die struktuurhistogram in die hoogtevlakke onder 2 m is 'n gevolg van die koepelvormige groeivorm van struik, veral Grewia flava. Opvallend is die reduksie in die digtheidshistogramme bokant die 1 m hoogtevlak wat waarskynlik beteken dat individuele bome verantwoordelik vir die dominerende van die 2 m en 3 m hoogtevlakke in die kroonverspreidingshistogramme is. 'n Gemiddeld van 1 793 houtagtige plante is per hektaar aangeteken.

% KROONVERSPREIDING (Totaal = 35,47)



DIGTHEID (Totaal = 1753)



Figuur 13: Struktuurhistogramme van die *Grewia flava* - *Acacia erubescens* Kort Doo Boomveld in die Atherstone Natuurreservaat, Noordwes-Transvaal.

DIE CYMBOPOGON VALIDUS-ACACIA NILOTICA KORT OOP BOOMVELD.

Algemeen

Hierdie gemeenskap kom verspreid in die studiegebied as 'n oorgangstone tussen Hutton- en Arcadia-grondvorme voor. Die gemeenskap is verder ook mosaïes ingebed binne die Arcadia-grondvorm waarop die Ischaemum afrum-Acacia tenuispina Lae Oop Boomveld voorkom (Figuur 7). Die gemeenskap beslaan 3 457 ha of 26% van die totale oppervlakte van die studiegebied.

Die gemeenskap word deur spesiegroep D onderskei (Tabel 8). Die gemeenskap word deur 16 relevès verteenwoordig en daar kom van 8-26 spesies per relevè voor. 'n Foto van die gemeenskap verskyn in Figuur 14.

Habitat

Die Valsrivier-grondvorm beslaan die grootste oppervlakte in die gemeenskap. Die tekstuur van die kleierige bogrond varieer maar bevat 'n kleipersentasie van >21%. Die ondergrond is 'n kleigrond met 'n kleipersentasie van >55%. Die bogrond is donkerbruin maar die ondergrond se kleur wissel. Die matig suur tot matig alkaliese bogrond se pH wissel van 6 tot 8. Die neutraal tot alkaliese ondergrond se pH wissel van 7 tot 9. Die bogrond is matig vrugbaar en het 'n S-waarde van 1 700 mg/kg. Die ondergrond is hoogs vrugbaar en het 'n S-waarde van 3 800 mg/kg. Die grond is by ongeveer 75% van die gemeenskap se oppervlakte >1 m diep maar gronde van so vlak as 500 mm kom ook voor. By 60% van die relevès is 'n klipbedekking van 1-10% aangeteken.

Die Hutton-grondvorm word ook in die Cymbopogon validus-Acacia nilotica Kort Oop Boomveld aangetref. In hierdie gemeenskap verskil die Hutton-grondvorm van die Hutton-grondvorm in ander gemeenskappe deurdat die Hutton-grondvorm



Figuur 14: Die Cymbopogon validus-Acacia nilotica Kort Oop Boomveld.
Opvallende spesies op die foto is Acacia nilotica en
Cymbopogon validus.

in hierdie gemeenskap 'n matig vrugbare ondergrond in teenstelling met 'n lae vrugbare ondergrond besit en deurdat daar nie 'n onderliggende gruisagtige laag voorkom nie. Die genoemde verskille is waarskynlik die oorsaak van die plantegroei-verskille tussen die twee gemeenskappe.

Plantegroei

Houtagtige plantegroei

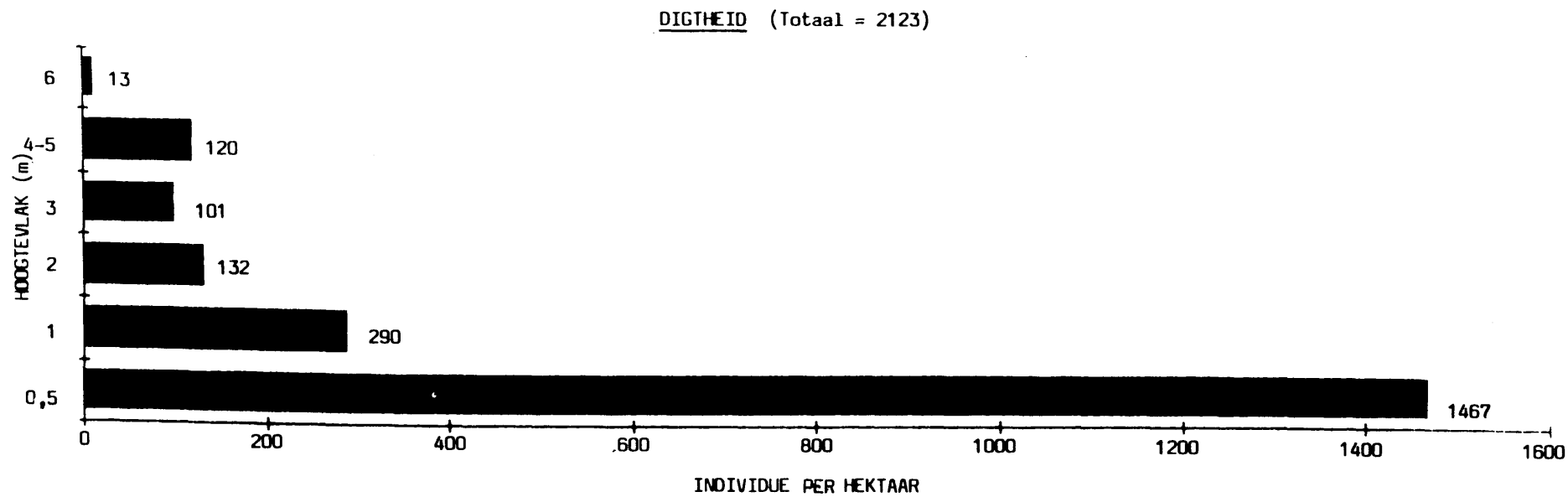
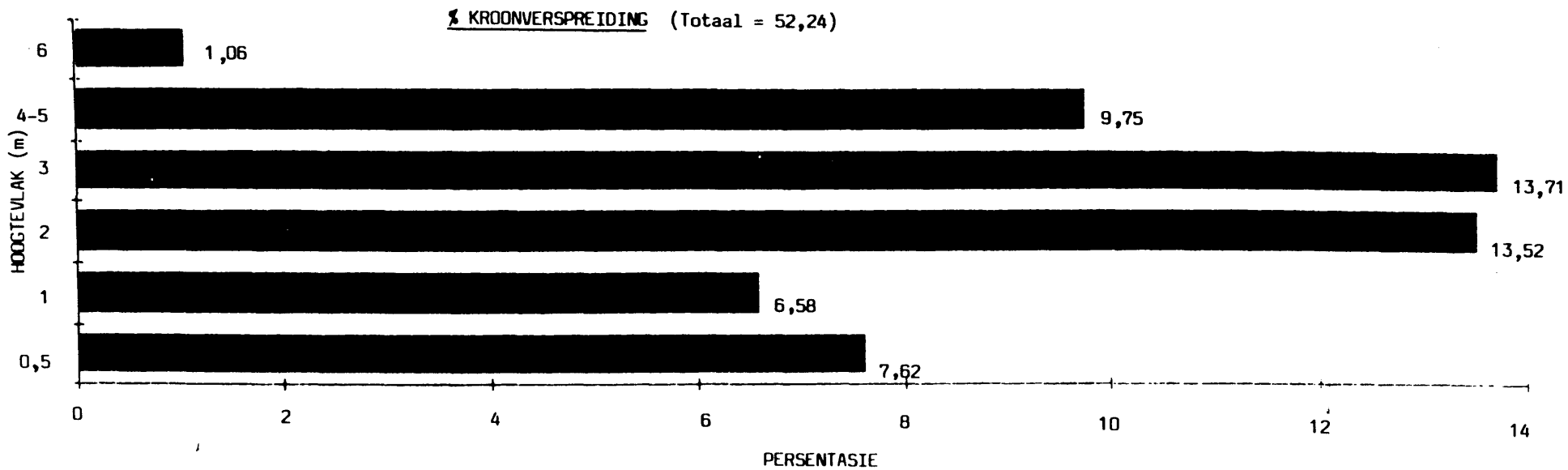
In die houtagtige stratum is die diagnostiese spesies Acacia robusta en Acacia senegal var. rostrata. Die drie opvallendste houtagtige spesies in die gemeenskap is Acacia nilotica, Acacia tortilis en Acacia robusta waarvan laasgenoemde spesie die naaste aan 'n diagnostiese spesie is. Ander opvallende houtagtige spesies is Grewia flava, Dichrostachys cinerea en Acacia erubescens. Die gemiddelde persentasie kroonbedekking is 29,07%.

Kruidagtige plantegroei

In die kruidlaag is die diagnostiese spesies Cymbopogon validus, Dicanthium annulatum var. papillosum, Enneapogon cenchroides, Setaria verticillata en Urochloa mosambicensis. Ander algemene kruidagtige spesies in die gemeenskap is Evolvulus alsinoides, Heliotropium steudneri, Tragus berteronianus, Aristida congesta, Digitaria eriantha, Indigofera schimperii en Panicum coloratum.

Struktuur

Histogrammatiese voorstellings van die persentasie kroonverspreiding en die digtheid van houtagtige spesies verskyn in Figuur 15. Die vorm van die histogramme vir die persentasie kroonverspreiding in die gemeenskap is soortgelyk aan dié van die Grewia flava-Acacia erubescens Kort Oop Boomveld. Die persentasie kroonverspreiding van die



Figuur 15: Strukturhistogramme van die *Cymbopogon validus* - *Acacia nilotica* Kort Dop Boomveld in die Atherstone Natuurreservaat, Noordwes-Transvaal.

Cymbopogon validus-Acacia nilotica Kort Oop Boomveld is egter in al die hoogtevlakke hoër as die persentasie kroonverspreiding van die Grewia flava-Acacia nilotica Kort Oop Boomveld. Die 2 m en 3 m hoogtevlakke lewer die grootste bydraes tot die Cymbopogon validus-Acacia nilotica Kort Oop Boomveld se totale persentasie kroonverspreiding. 'n Gemiddelde van 2 123 houtagtige plante is per hektaar aangeteken.

DIE ISCHAEMUM AFRUM-ACACIA TENUISPINA LAE OOP BOOMVELD.

Algemeen

Hierdie gemeenskap is in die oostelike gedeeltes van die studiegebied geleë (Figuur 7). Die gemeenskap beslaan 3 104 ha of 23% van die totale oppervlakte van die studiegebied.

Die gemeenskap word deur spesiegroep G gedifferensieer (Tabel 8). Die gemeenskap word deur sewe relevès verteenwoordig en daar kom van 13-22 spesies per relevè voor. 'n Foto van die gemeenskap verskyn in Figuur 16.

Habitat

Die gemeenskap is uitsluitlik met die Arcadia-grondvorm geassosieer. Hierdie swart turfgronde bevat >55% klei. Met wisselende voggehaltes in die grond word swel- en krimpaksies veroorsaak. Hierdie aksies gee aanleiding tot die vorming van krake en pannetjies (Immelman, pers. med.). Die kleur van die bo- en die ondergrond is bruinswart. Die neutraal tot matige alkaliese gronde se pH wissel van 7 tot 8. Die hoogs vrugbare gronde se S-waarde is >5 500 mg/kg. Die gronddiepte is deurgaans >1 m. 'n Klipbedekking van 1-10% kom op die grondoppervlak voor.

Die Katspruit-grondvorm word gelokaliseer in die gemeenskap aangetref en is met stande van Acacia grandicornuta



Figuur 16: Die Ischaemum afrum-Acacia tenuispina Lae Oop Boomveld met 'n bosgroep van die Cymbopogon validus-Acacia nilotica Kort Oop Boomveld in die agtergrond. Opvallende spesies op die foto is Acacia tenuispina en Ischaemum afrum.

geassosieer. Die ondergrond toon wit vlekke wat 'n teken van periodieke versuiping is (Immelman, pers. med.).

Plantegroei

Houtagtige plantegroei

In die houtagtige stratum is die diagnostiese spesie Acacia tenuispina. Ander opvallende houtagtige spesies wat voorkom is Acacia nilotica, Acacia tortilis en Dichrostachys cinerea. Die gemiddelde persentasie kroonbedekking is 26,59%.

Kruidagtige plantegroei

In die kruidlaag is die diagnostiese spesies Ischaemum afrum, Dinebra retroflexa, Hibiscus trionum, Corbichonia decumbens, Eragrostis curvula, Rhynchosia minima en Setaria incrassata. Die kruidagtige spesies wat verspreid in die gemeenskappe voorkom is Digitaria eriantha, Indigofera schimperii en Commelina benghalensis.

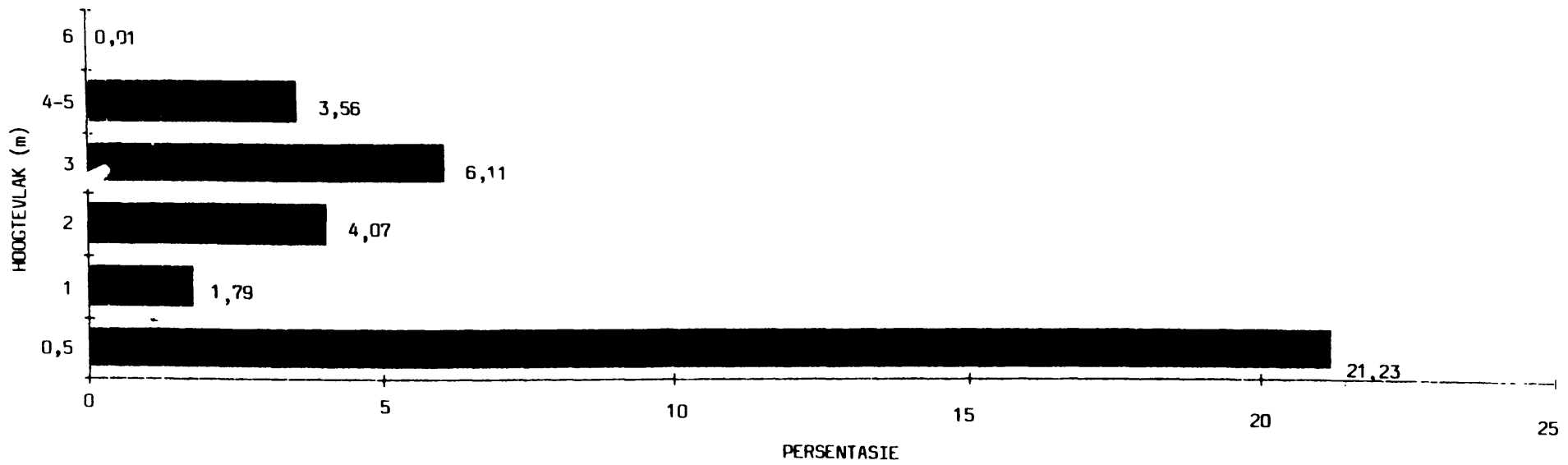
Struktuur

Histogrammatiese voorstellings van die persentasie kroonverspreiding en die digtheid van houtagtige spesies in die gemeenskap verskyn in Figuur 17. Die oorheersing van die struikplantegroei in die hoogtevlak <0,75 m wat betref beide die persentasie kroonverspreiding en die digtheid van houtagtige spesies, is die gevolg van dominerings deur Acacia tenuispina. 'n Gemiddeld van 3 412 houtagtige plante is per hektaar aangeteken.

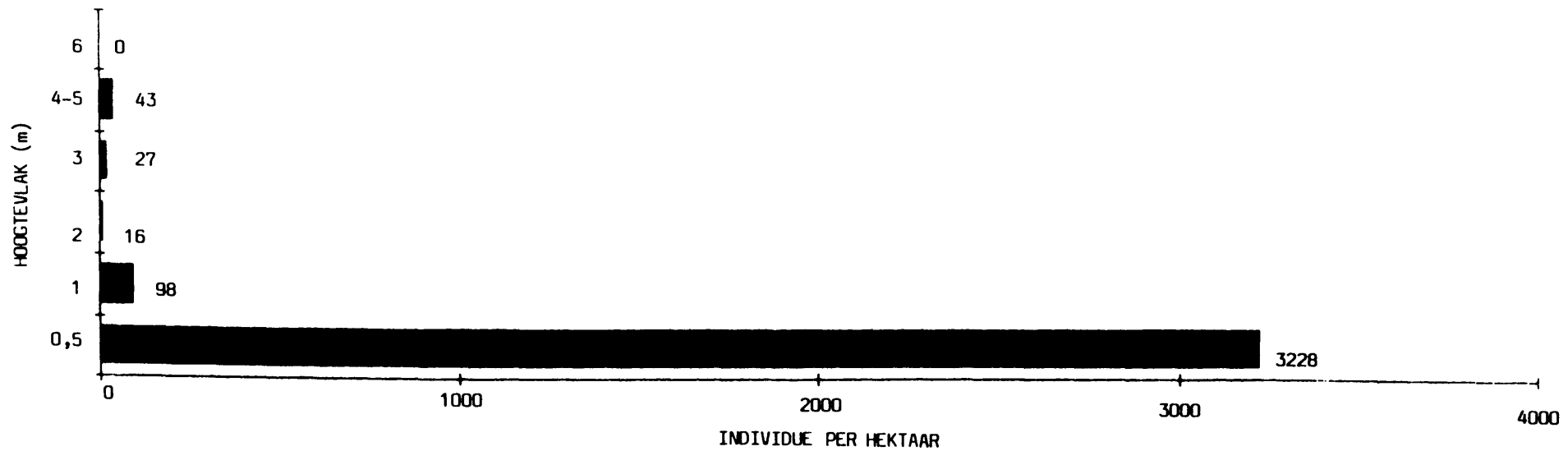
ALGEMENE BESPREKING

Die Braun-Blanquetmetode vir die floristiese klassifisering van die kruidlaag in kombinasie met die Varieerbare Kwadrant perseelmetode vir die floristiese klassifisering en die

% KROONVERSPREIDING (Totaal = 36,77)



DIGTHEID (Totaal = 3412)



Figuur 17: Strukturhistogramme van die *Ischaemum afrum* - *Acacia tenuispina* Lae Dop Boomveld in die Atherstone Natuurreservaat, Noordwes-Transvaal.

struktuurbeplanning van die houtagtige laag van die plantegroei is suksesvol in die studiegebied toegepas.

Die doel van hierdie studie was slegs om op 'n growwe skaal 'n ontleding van die plantegroei en/of habitatte te maak waarvan die resultate praktiese waarde vir plaasbestuur sal inhou. Aangesien duidelik onderskeibare plantegroei-eenhede onderskei is (Tabel 8), kan dit bevestig word dat 'n voldoende getal relevêns gemonster is. Die geaardheid van die geomorfologie van die studiegebied, wat slegs effens golwend is (kyk "Geomorfologie"), asook die studiegebied se lae plantspesie- en plantgemeenskapdiversiteit (Tabel 8), was die faktore wat daartoe bygedra het dat dit moontlik was om die aantal relevêns vir die opname te beperk.

Na aanleiding van die floristiese beskrywing van die Ischaemum afrum-Acacia tenuispina Lae Oop Boomveld hierbo, is dit duidelik dat veral die teenwoordigheid van die diagnostiese spesies Acacia tenuispina en Acacia nilotica, hierdie plantgemeenskap laat ooreenstem met Acocks (1975) se beskrywing van sy veldtipe Nommer 12 (Springbokvlakte Turf Doringveld) se variasie (b): Swart Turfveld en nie met sy veldtipe Nommer 13 (Ander Turf Doringveld) nie. Gevolglik is die detail van die kaart van Acocks (1975), soos dit vir die studiegebied en omgewing saamgestel is, nie ten volle geldig nie.

Die Grewia bicolor-Combretum apiculatum Kort Oop Boomveld stem ooreen met Acocks (1975) se veldtipe Nommer 18 (Gemengde Bosveld) se variasie 1(a): Suiwer Combretum apiculatum Veld en die Grewia flava-Acacia erubescens Kort Oop Boomveld stem ooreen met Acocks (1975) se veldtipe Nommer 14 (Dorre Soet Bosveld) se variasie (b): Grewia flava Veld. Die grense van Acocks (1975) se Gemengde Bosveld en sy Dorre Soet Bosveld kom egter nie in detail met die grense soos dit in hierdie studie bepaal is, ooreen nie (kyk Figuur 7).

Die Cymbopogon validus-Acacia nilotica Kort Oop Boomveld stem nie bevredigend met enige van Acocks (1975) se floristiese beskrywings ooreen nie. Hierdie plantgemeenskap is waarskynlik of 'n variasie van die Sjokolade Turfveld ('n oorgangsvorm tussen die Rooi Turfveld en die Swart Turfveld) òf 'n variasie van die Ander Turf Doringveld se variasie (a).

Die Stipagrostis uniplumis-Terminalia sericea Kort Oop Boomveld word geensins op 'n uitdruklike wyse deur Acocks (1975) beskryf nie. Daar bestaan wel ooreenkomste met sy veldtipe Nommer 16 (Kalahari Doringveld).

Die konvensie waarvolgens die plantgemeenskappe in die huidige studie benaam is, het onder meer die voorkeur gestel dat die eerste spesienaam in die binomiale naam van die plantgemeenskap verkieslik diè van 'n meerjarige spesie moet wees. Dit staan in teenstelling met 'n vorige aanbeveling (Theron, pers. med.) wat 'n voorkeur aan 'n kruidagtige spesie as eerste spesienaam gestel het. In die opvolgende jare nadat die plantopnames gedurende 1984 gedoen is, is dit waargeneem dat die kruidlaag in die studiegebied so dinamies is dat sodanig benaamde plantgemeenskappe nie meer aan hul eerste spesienaam uitgeken sou kon word nie.

Indien die benaming van plantgemeenskappe voorkeur aan 'n kruidagtige spesie as eerste spesienaam sou verleen het, dan sou die Grewia flava-Acacia erubescens Kort Oop Boomveld na aanleiding van die opname wat in 1984 gedoen is as die Eragrostis rigidior-Acacia erubescens Kort Oop Boomveld benaam kon word. Indien die plantopnames egter byvoorbeeld in 1986 gedoen was, sou die Grewia flava-Acacia erubescens Kort Oop Boomveld na alle waarskynlikheid as die Tragus berteronianus-Acacia erubescens Kort Oop Boomveld bekend gestaan het. Gedurende 1987 sou dieselfde plantgemeenskap moontlik as die Aristida congesta-Acacia erubescens Kort Oop Boomveld bestempel kon word. Dit wil dus voorkom asof die huidige konvensie van naamgewing wel die korrekte is.

Dit is alreeds onder die opskrif "Grond" vermeld dat grondsoorte die verspreiding van plante beïnvloed. In die huidige studie het die volgende verwantskappe tussen grondvorme en plantspesies na vore getree:

- * Terminalia sericea, Stipagrostis uniplumis en Eragrostis pallens se verspreiding stem met die verspreiding van die Clovelly-grondvorm ooreen,
- * Acacia tenuispina, Corbichonia decumbens, Rhynchosia minima, Hibiscus trionum en Dinebra retroflexa se verspreiding stem met die verspreiding van die Arcadia-grondvorm ooreen en
- * Acacia grandicornuta is tot gronde wat periodiek aan versuiping blootgestel word, beperk.

HOOFSTUK 7

Veldtoestande in die Atherstone Natuureservaat

INLEIDING

Die bepaling van veldtoestand verskaf inligting wat vir die doeleindes van veldbestuur aangewend kan word en dra by tot 'n beter begrip van weivelddinamika (Westfall, Van Rooyen & Theron, 1983). Foran, Bastin & Shaw (1986) definieer veldtoestand as 'n term wat gebruik word om die mate van degradering wat in 'n landskap of plantgemeenskap deur die mens se bestuur daarvan bewerkstellig is, te beskryf. Tainton (1981b) heg 'n meer positiewe betekenis aan die term veldtoestand en beskryf veldtoestand as die term wat gebruik word om die gesondheid van die plantegroei in 'n besondere gebied te beskryf.

Streng gesproke is geeneen van die bogenoemde twee definisies korrek vir die studiegebied nie, aangesien:

- * die klimaat 'n oorheersende rol oor beweidingsinvloede (en gevolglik menslike bestuur) kan uitoefen (Westoby, 1979/1980 en O'Connor, 1985) en
- * die klassieke model van plantsuksesie op 'n oorvereenvoudiging van die ekologiese situasie in die droë gebiede neerkom (Westoby, 1979/1980) en dit gevolglik moeilik sou wees om in terme van die verwagte potensiële klimaksplantegroei (waaroor daar gespekuleer mag word) met goeie rede tussen "gesonde" en "ongesonde" plantegroei te onderskei.

In die huidige studie is die spesiesamestelling van die kruidlaag as 'n persentasie van die teoretiese maksimum, en nie van die verwagte "potensiële" klimaksplantegroei soos wat dit met 'n verwysingsperseel bepaal word nie, uitgedruk om sodoende vergelykbare syfers vir die veldtoestande van die

plantgemeenskappe in die studiegebied te verkry. Vir die doel van die vergelyking van die syfers is dit aanvaar dat klimaatstoestande oor al die plantgemeenskappe homogeen is en daarom dat klimaat nie verskille in veldtoestande tussen plantgemeenskappe veroorsaak nie.

Die Noord-Transvaalse savanne is heterogeen en dit is moontlik die rede waarom daar nog geen standaardmetode vir veldtoestandbepaling bestaan nie (Friedel & Blackmore, 1988). Daarby is die filosofiese konsepte wat die basis van veldtoestandbepaling vorm, nou in 'n tydperk van aansienlike wysiging (Foran et al., 1986).

Volgens O'Connor (1985) is die beskikbare grondvog die primêre bepalende faktor wat veranderinge in spesiesamestelling, veral in die half-dorre savannes, reguleer en is beweiding slegs 'n modifiserende dryfkrag op spesiesamestelling. Hiervolgens behoort 'n veldtoestandvergeelyking ook die voorafgaande vogbesikbaarheidspatrone in ag te neem aangesien 'n verhoogde reënvaltendens ook 'n verhoging in die veldtoestandtsyfer sal meebring en omgekeerd. Enige verandering in veldtoestandtsyfers kan gevolglik nie sonder meer aan die invloede van beweiding toegeskryf word nie. In 'n stelsel van aanpassingsbestuur, soos dit in Hoofstuk 10 beskryf word, word veldtoestandinligting geïnterpreteer in terme van eerstens die reënvaltendens en tweedens die heersende weidruk alvorens oor bestuursmaatreëls besluit word.

Die bepaling van veldtoestand op 'n deurlopende basis, is noodsaaklik vir die evaluering van die sukses van bestuur wat in die verlede toegepas is en vir die beplanning van toekomstige bestuur in 'n gebied. Om egter weidingskapasiteite vanaf veldtoestandbepalings te beraam, vereis wyer en langdurige navorsing.

Die doel van veldtoestandbepaling in die huidige studie is die skepping van 'n verwysingspunt in die geskiedenis waarteen toekomstige veldtoestandbepalings gemeet kan word. Verder word 'n vergelyking van twee metodes van dataverwerking vir veldtoestandbepaling getref om sodoende vir die geskiktheid van metodes te toets.

METODES

Die veldgegevens wat vir die bepaling van veldtoestande gebruik is, is ingesamel tydens die Braun-Blanquetopname (Hoofstuk 6). Die onverwerkte gegewens is verkry deur die aantal individue per kruidspesie in 'n 200 m² kwadraat te tel. Die totale van die kwadrate is per plantgemeenskap bymekaargetel en daarvolgens is die persentasie wat elke spesie van die totaal uitmaak, bereken om die persentasie spesiesamestelling vir die kruidlaag te bepaal.

Vervolgens word die twee metodes wat gebruik is om die persentasie spesiesamestelling na 'n veldtoestandtsyfer om te werk, bespreek.

DIE EKOLOGIESE METODE

Die kruidagtige spesies wat in die onverwerkte gegewens voorgekom het, is in vier ekologiese groepe (Tabel 9) geklassifiseer soos wat dit deur Foran, Tainton & Booyen (1978); Tainton, Edwards & Mentis (1980) en Tainton (1981b) voorgestel is. 'n Spesielys is aan drie weidingkundiges*, wat vorige ondervinding van die Noord-Transvaalse Bosveld het, voorsien om elkeen 'n eie indeling van die spesies in die

* Mnr. S.W. Burger, Posbus 130, 0060 Potgietersrus.
Mnr. C.H. Donaldson, P/sak X529, 5900 Middelburg K.P.
Dr. D. Grossman, Navorsingsentrum vir Weiding, P/sak X05,
0039 Lynn East.

Tabel 9: Die ekologiese en smaaklikheidsklassifikasie van grasspesies in die Atherstone Natuurreservaat, Noordwes-Transvaal. Die klassifikasie is 'n samestelling van die menings van Burger (pers. med.), Donaldson (pers. med.), Grossman (pers. med.) en Pauw (huidige studie). Die volgorde van die spesies stem ooreen met die volgorde in Tabel 8.

SPESTIE	KLASSIFIKASIE*							
	EKOLOGIESE KLASSE				SMAAKLIKHEIDSKLASSE			
	A	II	III	IIII	BS	RS	RO	Q
<u>Stipagrostis uniplumis</u>		X					X	
<u>Eragrostis pallens</u>		X						X
<u>Eragrostis lehmanniana</u>			X			X		
<u>Eragrostis rigidior</u>			X				X	
<u>Schmidtia pappophoroides</u>	X				X			
<u>Panicum maximum</u>	X				X			
<u>Urochloa brachyura</u>				X		X		
<u>Cymbopogon validus</u>		X						X
<u>Dicanthium annulatum</u>		X					X	
<u>Enneapogon cenchroides</u>							X	
<u>Setaria verticillata</u>				X	X			
<u>Urochloa mosambicensis</u>			X			X		
<u>Chloris virgata</u>				X	X			
<u>Traquus berteronianus</u>				X			X	
<u>Aristida congesta</u>				X			X	
<u>Enneapogon scoparius</u>	X					X		
<u>Ischaemum afrum</u>	X					X		
<u>Dinebra retroflexa</u>	X					X		
<u>Eragrostis curvula</u>		X					X	
<u>Setaria incrassata</u>	X					X		
<u>Digitaria eriantha</u>	X				X			
<u>Panicum coloratum</u>	X				X			
<u>Aristida stipitata</u>			X				X	
<u>Eragrostis superba</u>		X				X		
<u>Aristida adscensionis</u>				X				X
<u>Pogonarthria squarrosa</u>			X				X	
<u>Eragrostis biflora</u>			X				X	
<u>Cenchrus ciliaris</u>	X					X		
<u>Eragrostis cilianensis</u>			X				X	
<u>Heteropogon contortus</u>	X					X		
<u>Pseudobrachiaria deflexa</u>	X					X		
<u>Perotis patens</u>				X			X	
<u>Rhynchelytrum repens</u>			X				X	
<u>Echinochloa colona</u>			X					X

* Kyk volgende tabel vir oorsprong.

* Sleutel:

- A = Afnemers (volop in "goeie" veld)
- II = Toenemers onder onderbenutting
- III = Toenemers onder oorbenutting
- IIII = Toenemers onder selektiewe beweiding
- BS = Baie Smaaklik
- RS = Relatief smaaklik
- RO = Relatief onsmaklik
- O = Onsmaklik

vier groepe te maak. Na vergelyking met die huidige navorsers se persoonlike indeling is 'n samevattende indeling van die vier indelings opgestel (Tabel 9).

Relatiewe indekswaardes soos dit deur Vorster (1982) toegepas is en ook deur Friedel & Blackmore (1988) in die Noord-Transvaalse Bosveld geïmplimenteer is, is soos volg toegeken:

Afnemers = 10

Toenemers I = 7

Toenemers II = 4

Toenemers III = 1

Nie-grasagtige kruide is as Toenemers II beskou.

Vanaf die persentasie spesiesamestelling van 'n plantgemeenskap is die persentasie samestelling van die vier ekologiese spesiegroepe bereken. Die toepaslike relatiewe indekswaardes is dan met die persentasie wat vir elke spesiegroep bereken is, vermenigvuldig en die resultate is bymekaargetel om 'n veldtoestandsyfer vir die plantgemeenskap te bereken. Hierdie metode impliseer dat 'n teoretiese maksimum van 1 000 behaal kan word wanneer slegs afnemers in 'n gemeenskap voorkom. Deur die veldtoestandsyfer uit te druk as 'n persentasie van 1 000 is dit moontlik om sonder 'n verwysingsperseel tussen gemeenskappe en tussen seisoene vergelykings te tref.

As voorbeeld van die berekeningsmetode word hier nou aangetoon hoedat 'n veldtoestandsyfer van 65,65% vir die Stipagrostis uniplumis-Terminalia sericea Kort Oop Boomveld bereken is:

Eerstens is al die kruidagtige spesies in die vier kwadrate getel en is die spesies volgens Tabel 9 geklassifiseer. Die totale vir die vier ekologiese klasse was: Afnemers (A) = 744; Toenemers I (TI) = 380; Toenemers II (TII) = 778;

Toenemers III (TIII) = 131 en die groototaal = 2033. Die persentasie spesiesamestelling was dus $A = 36,6$; $TI = 18,7$; $TII = 38,3$ en $TIII = 6,4$. Die persentasie spesiesamestelling is soos volg met die relatiewe indekswaardes vermenigvuldig: $A \times 10 = 366$; $TI \times 7 = 130,9$; $TII \times 4 = 153,2$; $TIII \times 1 = 6,4$ en die geweegde totaal was dus 656,5 uit 'n teoretiese maksimum van 1 000. Die veldtoestandtsyfer word as 'n persentasie van 1 000 uitgedruk en in die huidige geval lewer dit 'n syfer van 65,65% .op.

DIE SMAAKLIKHEIDSMETODE

Dieselfde drie weidingkundige persone soos reeds hierbo genoem, het ook die plantspesies in een van vier smaaklikheidsgroepe ingedeel (Tabel 9). Dieselfde prosedures soos vir die ekologiese metode is gebruik om veldtoestandtsyfers te bereken. Barnes, et al. (1984), het egter die volgende vermenigvuldigers vir die vier smaaklikheidsklasse bepaal:

Baie smaaklik = 3

Relatief smaaklik = 2

Relatief onsmaaklik = 2

Onsmaaklik = 1

Weens 'n gebrek aan kennis oor die smaaklikheid van nie-grasagtige kruide by die navorser en in die literatuur, is nie-grasagtige kruide nie in berekening gebring by die bepaling van veldtoestandtsyfers met die smaaklikheidsmetode nie.

Behalwe vir die feit dat die relatiewe indekswaardes hier verskil, is die berekeningsmetode vir die smaaklikheidsmetode dieselfde as vir die ekologiese metode. 'n Teoretiese maksimum van 300 kan volgens die smaaklikheidsmetode in 'n gemeenskap waar slegs baie smaaklike spesies voorkom, behaal word. Die veldtoestandtsyfer wat vir 'n gemeenskap bepaal is,

is dan uitgedruk as 'n persentasie van 300 om vergelykings tussen gemeenskappe en tussen seisoene moontlik te maak.

RESULTATE EN BESPREKING

Die resultate van die berekening van veldtoestand volgens die twee prosedures vir die vyf plantgemeenskappe word in Tabel 10 weergegee. Dit is eerstens opvallend dat die smaaklikheidsmetode algemeen hoër waardes oplewer en minder tussen gemeenskappe differensieer as die ekologiese metode.

Hoë smaaklikheidswaardes word weliswaar in hierdie halfdorre klimaatstreek verwag weens die geaardheid van die graslaag. Sommige relatief smaaklike spesies soos Urochloa mosambicensis domineer egter in gedegenerende dorre savanne (Tainton, 1981b). Soos wat dit uit Tabel 9 afgelei kan word, is daar ander toenemers waaraan relatief hoë smaaklikheidswaardes toegeken is, naamlik: Chloris virgata, Eragrostis lehmanniana, Eragrostis superba, Perotis patens, Setaria verticillata en Urochloa brachyura. Moontlik verklaar hierdie verskynsel dan waarom die smaaklikheidsmetode algemeen hoër waardes as die ekologiese metode oplewer het.

Daar is moontlik twee verklarings waarom die smaaklikheidsmetode minder as die ekologiese metode tussen plantgemeenskappe differensieer. Eerstens is die vermenigvuldigers wat deur Barnes, et al. (1984) bereken is, numeries na-aan mekaar (3, 2 en 1) sodat die verskille in die data nie genoegsaam beklemtoon word nie. Tweedens word dieselfde vermenigvuldiger (2) aan beide die "relatief smaaklike" en die "relatief on smaaklike" spesiegroepe toegeken. Gevolglik is daar nie sin in om tussen hierdie twee spesiegroepe te onderskei nie en kan hulle net sowel saamgevoeg word.

Volgens Tabel 10 blyk dit verder dat die Grewia bicolor-Combretum apiculatum Kort Oop Boomveld die laagste ekologiese

Tabel 10: Die persentasie veldtoestand per plantgemeenskap in die Atherstone Natuurreserveaat, Noordwes-Transvaal, soos wat dit deur 'n ekologiese metode (Tainton, 1981b) en 'n smaaklikheidsmetode (Barnes, et al., 1984) bereken is.

<u>PLANTGEMEENSAP</u>	<u>EKOLOGIESE METODE</u>	<u>SMAAKLIKHEIDSMETODE</u>
<u>Stipagrostis uniplumis-Terminalia sericea</u> Kort Oop Boomveld	65,65	76,93
<u>Grewia bicolor-Combretum apiculatum</u> Kort Oop Boomveld	47,83	68,39
<u>Grewia flava-Acacia erubescens</u> Kort Oop Boomveld	50,44	75,75
<u>Cymbopogon validus-Acacia nilotica</u> Kort Oop Boomveld	59,63	71,45
<u>Ischaemum afrum-Acacia tenuispina</u> Lae Oop Boomveld	76,73	73,79

bepaalde veldtoestand, naamlik 48%, van al die plantgemeenskappe toon. Nadere ontleding dui egter daarop dat die gemiddelde syfer wat daar vir hierdie gemeenskap bereken is, laag gehou word deur die relevès wat op die plaas Summerfield North opgeneem is. Die gemiddelde syfer vir die twee persele op Summerfield North was 33% terwyl die gemiddelde van die twee persele op die plaas Zuurverdiend 73% was. Met die smaaklikheidsmetode is syfers van 61% en 75% onderskeidelik bereken. Dit dui duidelik op 'n mate van onsensitiwiteit in die smaaklikheidsmetode. Die relatief swak veldtoestand wat op die plaas Summerfield North met die ekologiese metode bepaal is, is die gevolg van 'n swakker persentasie spesiesamestelling en kan moontlik aan die beweidingsgeskiedenis voordat die plaas by die Atherstone Natuurreservaat ingesluit is, toegeskryf word.

Die Grewia flava-Acacia erubescens Kort Oop Boomveld het ook 'n relatief swak veldtoestand naamlik 50% wanneer dit met die ekologiese metode bepaal is. Volgens Atherstone (pers. med.) is die gebied deur rooibokke straf beweï sowat twee jaar voordat daar met die huidige studie begin is.

Die hoogste veldtoestand wat met die ekologiese metode bereken is, was 77% vir die Ischaemum afrum-Acacia tenuispina Lae Oop Boomveld. Intermediêre veldtoestande het volgens die ekologiese metode in die Stipagrostis uniplumis-Terminalia sericea Kort Oop Boomveld en die Cymbopogon validus-Acacia nilotica Kort Oop Boomveld geheers.

GEVOLGTREKKINGS

Volgens die resultate in Tabel 9 het swakker veldtoestande in die gedeelte van die Grewia bicolor-Combretum apiculatum Kort Oop Boomveld wat op die plaas Summerfield North voorkom, en in die Grewia flava-Acacia erubescens Kort Oop Boomveld ten tye van die opname geheers. Dit is veral hierdie twee gebiede waar veldherstel bewerkstellig moet word deur middel van 'n

aanpassingsbestuurstelsel (Hoofstuk 10).

Die smaaklikheidsmetode (Barnes, et al., 1984) is met sy huidige vermenigvuldigers nie vir toepassing in die studiegebied geskik nie. Indien navorsing in die halfdorre klimaatstreke lei tot die bepaling van vermenigvuldigers wat numeries verder van mekaar is, bestaan 'n groter moontlikheid dat die smaaklikheidsmetode nuttig in die studiegebied toegepas sal kan word. Dit bly egter te betwyfel of die smaaklikheidsmetode geskik is om veldtoestandvergelykings tussen gemeenskappe of grondsoorte te kan tref. Die Stipagrostis uniplumis-Terminalia sericea Kort Oop Boomveld is byvoorbeeld op 'n onvrugbare taamlik suur sandgrond en die Ischaemum afrum-Acacia tenuispina Lae Oop Boomveld is op 'n hoogs vrugbare neutraal tot matig alkaliese kleigrond geleë (Hoofstuk 6). Nogtans is die Stipagrostis uniplumis-Terminalia sericea Kort Oop Boomveld volgens Tabel 10 in 'n beter veldtoestand wanneer dit deur die smaaklikheidsmetode bereken is.

Die ekologiese metode van veldtoestandbepaling het vir die huidige studie meer bruikbare resultate as die smaaklikheidsmetode gelewer en daarom word die ekologiese metode (Tainton, 1981b) aanbeveel vir toekomstige toepassing in die studiegebied.

Aangesien die betrokke opnames gedurende 1984 gedoen is en die jare tot op die huidige (1987) ondergemiddelde reënvalseisoene gehad het (Atherstone, pers. med.), kan dit aangeneem word dat die veldtoestand oor die hele studiegebied mettertyd verder sou verswak het. Hierdie aanname word versterk deurdat 'n toename in sommige toenemers soos Tragus berteronianus en Aristida congesta in die studiegebied gedurende 1985-1987 visueel waargeneem is.

HOOFSTUK 8

Blaarbeskikbaarheid en Blaarvreetkapasiteit

INLEIDING

Die bepaling van weikapasiteit vir 'n wildproduksiestelsel is uiteraard 'n ingewikkelde aangeleentheid en word bemoeilik deurdat sommige aspekte van plantegroebenutting soos kompetisie, bemiddeling ("facilitation"), kompenserende hergroei, verdedigingsmeganismes en optimum voedingsgedrag (kyk "Plantegroebenutting") nog nie bevredigend deur navorsing met mekaar in verband gebring is nie. Daarby wissel die voedingsgedrag van herbivore van plek tot plek en tyd tot tyd (vergelyk die resultate vir koedoes deur Novellie, 1983) en is dit byvoorbeeld by koedoes gevind dat die doeltreffendheid van die vertering in die laer gedeeltes van die spysverteringskanaal gedurende die wintermaande verhoog word (Boomker, 1987). Blaar- en gemengde vreters se fisieke beperkings laat ook net toe dat blaarweiding tot op sekere hoogtes benut kan word, byvoorbeeld 5,5 m vir kameelperde, 2,5 m vir koedoes en 1,5 m vir rooibokke (Dayton, 1978).

Voorheen is natuurlewebestuurders gewaarsku om te let op die ontwikkeling van 'n blaarvreetlyn in welke geval die blaar- en gemengde vreters se getalle verminder moet word (Grossman, 1984). Die vraag bestaan of so 'n optrede uit 'n veldbestuursoogpunt nie alreeds te laat is nie. Mentis (1981) het as 'n duimreël voorgestel dat blaarvreters nie meer as 20% van die langtermyn weikapasiteit van 'n gebied moet vorm nie. Hierdie reël verskaf egter nog geen hulp by die formulering van spesiemengsels vir blaar- en gemengde vreters nie. Dit is daarom in die huidige studie nodig geag om 'n beraming van die beskikbare blaarmateriaal op ekologies betekenisvolle hoogtevlakke te verkry ten einde praktiese aanbevelings oor die spesiemengsels van blaar- en gemengde vreters te kan maak.

Die blaarvreetkapasiteit of beskikbare blaarmateriaal word volgens Aucamp (1979) deur die volgende faktore beïnvloed:

- * Die digtheid van die houtagtige spesies
- * Die hoeveelheid blaarmateriaal wat binne bereik van die dier is
- * Die spesiesamestelling van die houtagtige spesies
- * Die smaaklikheid van die houtagtige spesies
- * Die verteerbaarheid van die houtagtige spesies
- * Die groeipotensiaal van die houtagtige spesies

Onlangse navorsing dui verder daarop dat chemiese verdedigingstegnieke deur houtagtige spesies teen benutting ontwikkel kan word (Van Hoven, 1984) en dat blaarvreters moontlik daarop kan reageer deurdat daar neutraliserende stowwe in die speeksel afgeskei word (Van Hoven*, pers. med.). Sodanige moontlikhede dra by tot die komplisering van die situasie.

In die huidige studie is navorsing oor die eerste drie faktore wat deur Aucamp (1979) gelys word, gedoen; die laaste drie faktore is bevind moeilik meetbaar te wees. Afleidings oor die smaaklikheid van houtagtige spesies is deur beperkte persoonlike waarneming en uit die literatuur verkry (Oates, 1972; Sauer, Theron & Skinner, 1977; Kok & Opperman, 1980; Sauer, Skinner & Neitz, 1982; Owen-Smith, Cooper & Novellie, 1983; Novellie, 1983, Cooper & Owen-Smith, 1985 en Owen-Smith & Cooper, 1987).

Slegs beperkte inligting is oor die verteerbaarheid van houtagtige spesies beskikbaar (Van Hoven, Boomker & De Beer, 1984; Van Hoven, 1984 en Boomker, 1987). Volgens Van Hoven (pers. med.) is dit egter logies om te aanvaar dat

* Prof. W. van Hoven, Departement Dierkunde, Universiteit van Pretoria, 0001 Pretoria

smaaklikheid en verteerbaarheid 'n hoë korrelasie met mekaar vertoon aangesien diere teen laag verteerbare plante en plantdele selekteer. In die huidige studie is die hoë korrelasie tussen die smaaklikheid en verteerbaarheid van plante as 'n aanname aanvaar.

'n Verdere aanname in die studie was dat die groeipotensiaal van houtagtige spesies deur die geakkumuleerde blaarbiomassa wat 'n maksimum aan die einde van die aktiewe groeiseisoen bereik (Pellew, 1983b), verteenwoordig kan word. Die geakkumuleerde blaarbiomassa aan die einde van die groeiseisoen word hier beskou as 'n funksie van die spesie se inherente groeipotensiaal en die heersende omgewingstoestande soos blaarvreedruk, reënval en grondvrugbaarheid. Die tydperk Maart tot Mei waartydens die opname vir die huidige studie uitgevoer is, is as die einde van die aktiewe groeiseisoen van houtagtige spesies in die studiegebied beskou.

Blaarmateriaal is as blare met hulle blaarstele gedefinieer. Blomme, vrugte en peule is weens die drastiese verskille in die produksie daarvan van jaar tot jaar en weens fenologiese verskille tussen spesies (Van Rooyen, 1984; Milton, 1987) wat veroorsaak dat die produksie van blomme, vrugte en peule nie noodwendig tydens die opnameperiode plaasgevind het nie, uitgesluit. Blaarval en die benutting daarvan deur herbivore is ook nie gemeet nie.

METODES

INLEIDING

Verskillende benaderings tot die beraming van beskikbare blaarmateriaal is moontlik. Rutherford (1979) lys drie plantgegronde benaderings, naamlik:

* Die totale versameling van beskikbare blaarmateriaal

- * Direkte skattingstegnieke
- * Die kwantifisering van individuele planteenhede of subeenhede (byvoorbeeld blare of lote)

Rutherford (1979) is van mening dat 'n totale versameling slegs in spesifieke situasies uitvoerbaar is en dat dit arbeidsaam, duur en destruktief is. Aan die ander kant is direkte skattingstegnieke gewoonlik vinnig, nie-destruktief en geskik vir ekstensiewe opname van blaarmateriaal maar die resultate kan nie statisties ontleed word nie.

Die derde benadering, naamlik die kwantifisering van individuele planteenhede of subeenhede, kan volgens Rutherford (1979) in vier onderafdelings verdeel word:

- * Gekwantifiseerde nie-massa benadering:

Die metodes wat toegepas word om nie-massa gegewens te verskaf is divers en onvergelykbaar. In Suid-Afrika is sulke metodes deur Witkowski (1983) en Stuart-Hill, et al., (1986) toegepas.

- * Die gemiddelde massa benadering:

Die metodes wat onder hierdie benadering geklassifiseer word, maak van 'n gemiddelde massa per getelde planteenheid gebruik.

- * Die massa-verhouding benadering:

Met hierdie benadering word eenvoudige verhoudings tussen massa en individuele planteenhede bepaal. Die metode is nie so akkuraat soos regressie-analise nie maar behels eenvoudiger ontledings.

- * Die regressie-analise benadering:

Maklik-meetbare planteienskappe soos hoogte en stamdeursnit word met planteenheidbiomassa (soos byvoorbeeld blaar- of blaarsteelmassa) gekorreleer. In Suid-Afrika is sodanige regressie-analises reeds onder andere deur Barnes, Lloyd & McNeill (1976), Dayton (1978), Kok & Opperman (1980), Rutherford (1982a en b) en Milton (1983) uitgevoer. In baie gevalle was die totale vernietiging van individuele plante

vir die bepaling van die betrokke regressies nodig.

DIE SKATTINGSMETODE VIR DIE BEPALING VAN BLAARBESKIKBAARHEID.

'n Nuwe metode om die beskikbare blaarmateriaal op verskillende ekologies betekenisvolle-hoogtevlakke te bepaal, is vir die huidige studie ontwikkel. Die metode is 'n kombinasie van sommige van die metodes wat deur Rutherford (1979) genoem word en die Varieerbare Kwadrantperseel metode (Coetzee & Gertenbach, 1977). Direkte metings van kroondeursnee is per individuele plant op verskillende hoogtevlakke gemaak. Dit is aangevul deur direkte visuele skattings van die teenwoordige blaarmateriaal. Die verhouding tussen die droëmassa van die blare per standaard volume-eenheid is gebruik om die totale droëmassa van die blare per plantspesie, per hoogtevlak en per grondoppervlakte te bereken. Die totale opname is deur slegs een persoon uitgevoer en het bloot 'n geringe vernieting van blaarmateriaal behels.

Hierna volg nou 'n gedetailleerde uiteensetting van die Skattingsmetode vir die Bepaling van Blaarbeskikbaarheid. Op grond van hul digtheid binne plantgemeenskappe, hul verspreiding tussen gemeenskappe (Tabel 8) en hul vermeende smaaklikheid (Oates, 1972; Sauer, et al., 1977; Kok & Opperman, 1980; Owen-Smith, et al., 1983; Novellie, 1983; Cooper & Owen-Smith, 1985; Engelbrecht, 1986; Du Plessis & Skinner, 1987 en Owen-Smith & Cooper, 1987) is tien houtagtige plantsoorte geselekteer. Die seleksieprosedure het verseker dat die houtagtige plantsoorte wat die belangrikste bydraes tot die diëte van blaar- en gemengde vreters maak, in die opname ingesluit is. Die tien geselekteerde soorte is:

Acacia erubescens

Acacia nilotica subsp. kraussiana

Acacia tenuispina

Acacia tortilis subsp. heteracantha

Boscia albitrunca

Boscia foetida subsp. rehmanniana

Combretum apiculatum

Dichrostachys cinerea subsp. africana

Grewia bicolor

Grewia flava

Die prosedure vir die veldopname is gekombineer met die van die Varieerbare Kwadrantperseelmetode soos dit deur Coetzee & Gertenbach (1977), Van Rooyen (1978) en in Hoofstuk 6 beskryf is.

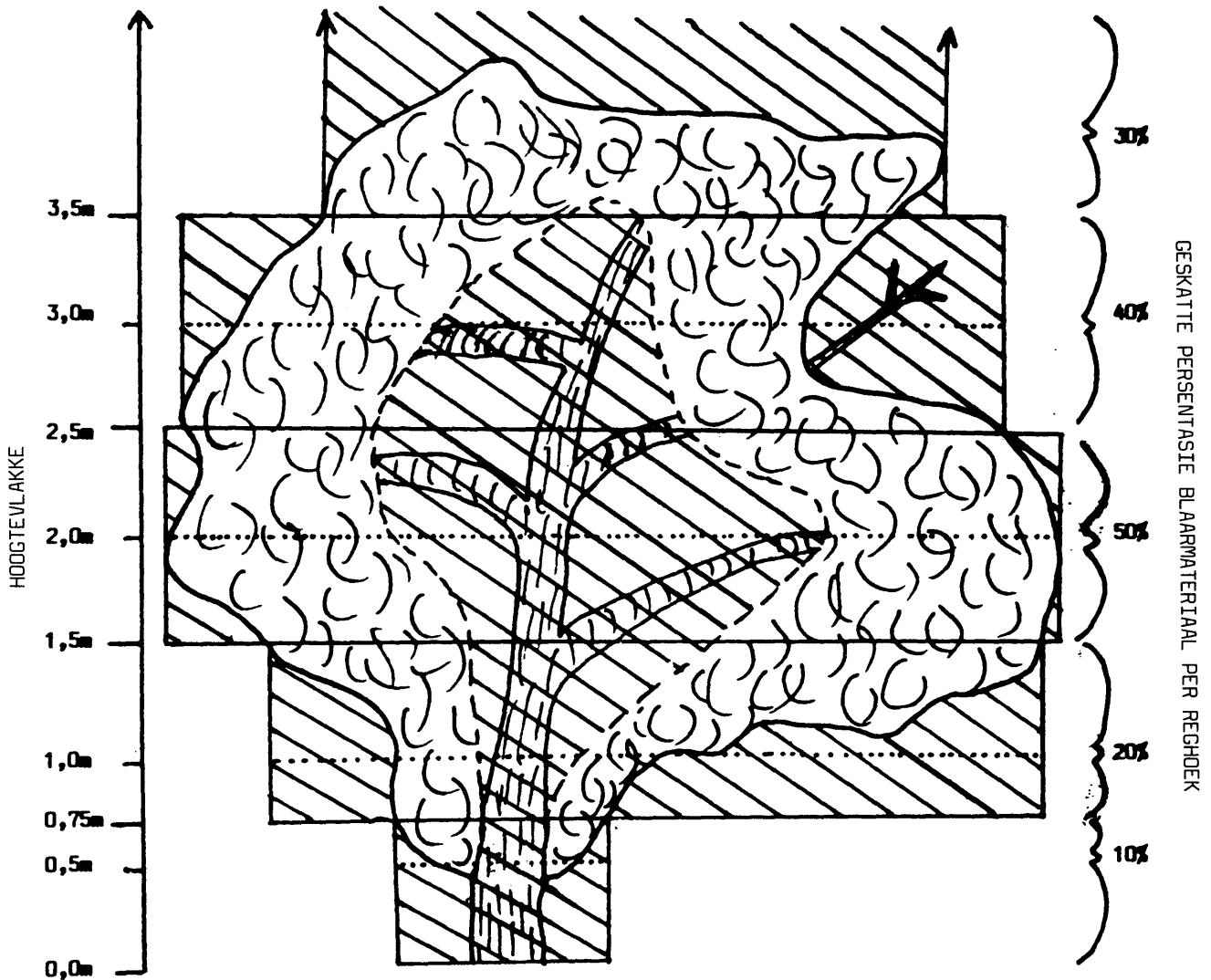
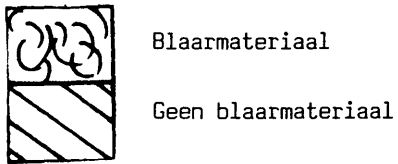
Die betrokke individuele plante is altyd vanuit die rigting van die middelpunt van die perseel gemeet. 'n Individuele plant se hoogteklas is deur sy gemete totale hoogte bepaal. Die betrokke hoogteklasse en hoogtevlakke was as volg:

HOOGTEKLAS(m)	0,5	1,0	2,0	3,0	4-5	>6
HOOGTEVLAK(m)	0-0,75	>0,75-1,5	>1,5-2,5	>2,5-3,5	>3,5-5,5	>5,5

Die perseel is vir elke hoogteklas geleidelik vergroot totdat die perseel 'n maksimum grootte van 2 500 m² bereik het. Die perseelgroottes wat deur die toepassing van die Varieerbare Kwadrantperseelmetode verkry is, was 100 m², 400 m², 900 m², 1 600 m² en 2 500 m².

Elke individuele plant is in al die hoogtevlakke waarin daar blaarmateriaal voorgekom het, opgemeet. Vir elke hoogtevlak is die maksimum deursnit van die kroon, soos dit vanuit die rigting van die middelpunt van die perseel waargeneem word, bepaal. Daarna is denkbeldige reghoeke visueel op die plant geprojekteer om die persentasie van die oppervlakte wat deur blaarmateriaal bedek word, te skat (Figuur 18).

Die maksimum kroondeursnee, soos wat dit vir 'n spesifieke hoogteklas gemeet is, en die amplitude van die hoogtevlak, het as die afmetings van die geprojekteerde reghoek gedien.



Figuur 18: Geprojekteerde denkbeeldige reghoeke op 'n boom en die geskatte blaarmateriaal per hoogtevlak ter illustrasie van die Skattingsmetode vir die Bepaling van Blaarbeskikbaarheid. Kyk teks vir 'n volledige verduideliking van die metode.

In die geval van bome wat hoër as 5,5 m groei, het die verskil tussen die werklike boomhoogte en 5,5 m saam met die maksimum deursnit van die kroongedeelte in die >6 m hoogteklaas, die afmetings van die geprojekteerde reghoek gevorm.

Ten einde die skattingsprosedure vir die bedekking deur blaarmateriaal te vergemaklik, is persentasieklasse as volg gebruik:

P(%)	10	20	30	40	50	60	70	80	90
A(%)	0-15	>15-25	>25-35	>35-45	>45-55	>55-65	>65-75	>75-85	>85-100

Skattings het die blaarloos area in die middel van die kroon rondom die stam, soos wat dit in feitlik alle bome en struie aangetref word, ook in ag geneem (Figuur 14).

Aangesien 'n boom of struik se vertikaal-geprojekteerde kroonometrek min of meer sirkelvormig is, het vorige outeurs die volume van 'n kroon soos vir 'n silinder bepaal (kyk Goodman, 1975; Kok & Opperman, 1980; Rutherford, 1982a en Novellie, 1983). In die huidige studie is die afmetings van elke geprojekteerde reghoek gebruik om die volume van 'n silinder minus beide die geskatte persentasie van die reghoek wat nie deur blaarmateriaal bedek word nie asook die geskatte persentasie blaarloos area in die middel van die boom op die betrokke hoogtevvlak, te bereken. Hierdie metode poog dus om vir die kritiek op sy eie metode deur Novellie (1983) te kompenseer.

Die volgende formule (Sauer*, pers. med.) is vir die berekenings aangewend:

$$NHV = \frac{\pi DLP}{400}$$

 * Prof. N. Sauer, Fakulteit Natuurwetenskappe, Universiteit van Pretoria, 0001 Pretoria.

waar NHV = netto hoogtevlakvolume

π = 3,1416

D = maksimum kroondeursnee in desimeter

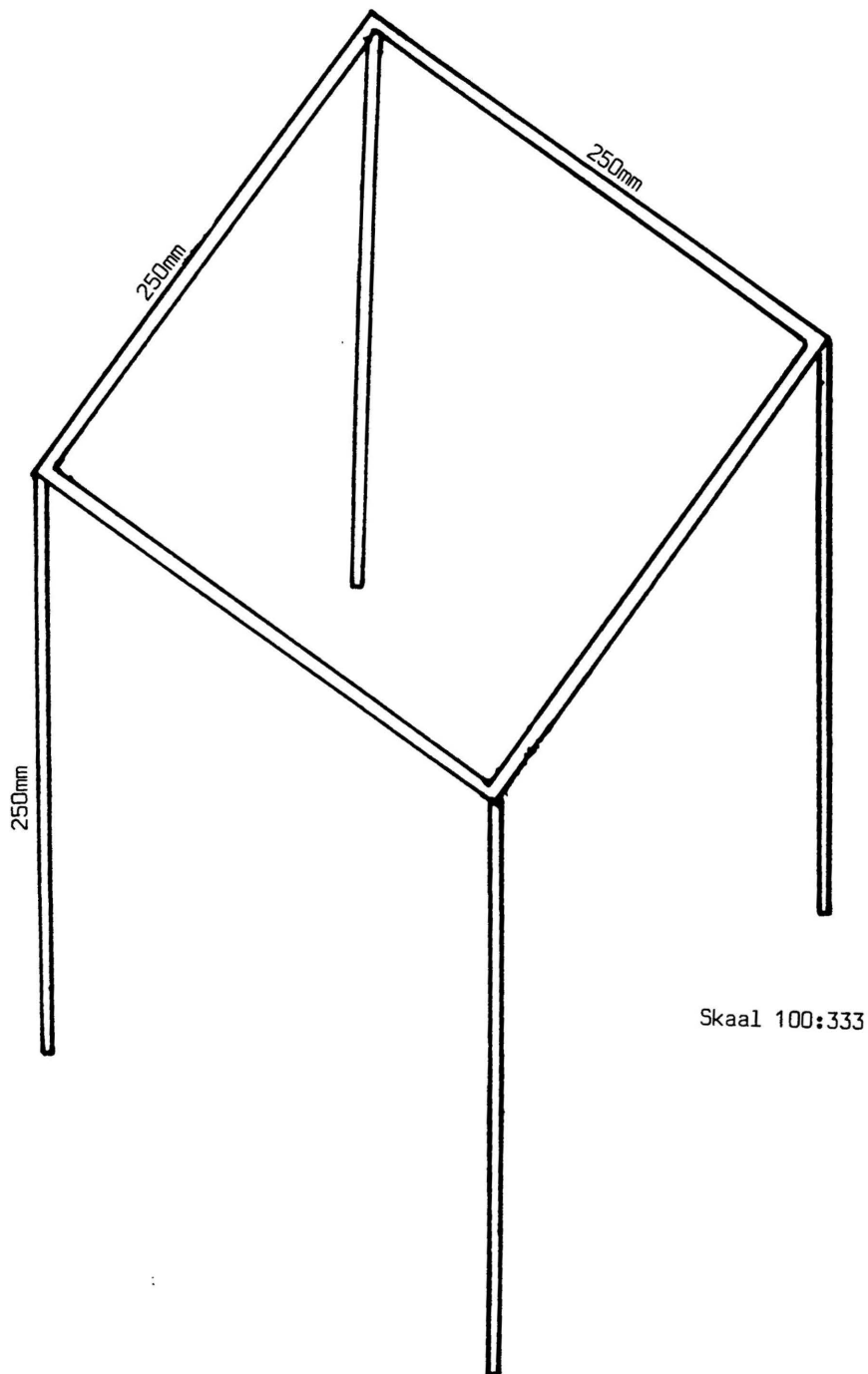
L = die vertikale amplitude of die verskil tussen boonste en onderste grense van die hoogtevlak in meter.

P = 100% minus (Die geskatte persentasie van die geprojekteerde reghoek wat nie deur blaarmateriaal bedek word nie plus die geskatte persentasie van die blaarloose area in die middel van die kroon).

Tydens die verwerking is dit op grond van Goodman (1975) aanvaar dat 'n plant se blaaroppervlakbedekking op 'n plat vlak akkuraat geskat kan word. Daar is verder aangeneem dat die skattings wat op 'n plat vlak uitgevoer is, drie-dimensioneel geëkstrapoleer kan word aangesien daar met groot aantalle plante gewerk is.

Die netto hoogtevlakvolume per hektaar is vir 'n enkele plantsoort bereken deur die toepaslike digtheidsyfer (individue per ha) met die som van die individuele hoogtevolumes per perseelgrootte, te vermenigvuldig. Die spesifieke gegewens wat per plantgemeenskap beskikbaar was (Hoofstuk 6), het dit moontlik gemaak om 'n gemiddelde netto hoogtevlakvolume per plantsoort per hektaar en per gemeenskap te bereken.

Die gemiddelde verhouding tussen 'n standaard volume-eenheid van $0,015625 \text{ m}^3$ en die blaarmassa van die 10 individue van elke van die 10 geselekteerde houtagtige plantsoorte, is met behulp van 'n maklik hanteerbare oop-kant kubusvormige raamwerk van ligte metaal (soortgelyk aan die raamwerk van Novellie, 1983) bepaal (Figuur 19). Die afmetings van die raamwerk was 250 mm x 250 mm x 250 mm. Die oop kant van die raamwerk is in 'n blaarversadigde gedeelte (waar dit geag is dat die blare 100% van die binnekant van die raam vul) van 'n plantsoort gedruk. Alle blaarmateriaal binne die raamwerk is



Figuur 19: Die oop-kant kubusvormige raamwerk van ligte metaal wat vir die Skattingsmetode vir die Bepaling van Blaarbeskikbaarheid gebruik is. 'n Volume van $0,015625\text{m}^3$ word deur die raamwerk omgrens.

geoes, daarna tot 'n konstante massa by 65°C gedroog en op 'n Mettler PC 440 balans geweeg. Tien monsters per plantsoort, oftewel een monster per plantindividu, is aldus gehanteer. Die oesproses het tussen 30 en 90 minute gewissel en die tydsduur was van die betrokke plantsoort se eiesoortige blaargrootte en doringagtigheid afhanklik.

Die gemiddelde verhouding tussen 'n standaard volume-eenheid en die droëmassa van die blare is uit die syfers bereken en met die netto hoogtevlakvolume per hektaar van 'n plantsoort vermenigvuldig. Die beskikbare droëmassa van die blare van 'n plantsoort per hektaar per hoogtevlak is daarna vir elke plantgemeenskap bereken en bymekaargetel om die totale beskikbare droëmassa van die blare per hektaar per hoogtevlak vir die 10 geselekteerde plantsoorte in 'n plantgemeenskap te lewer. 'n Rekenaarprogram vir hoofraamgebruik is deur Maree* vir die dataprocessering geskryf.

Ter opsomming van die berekeningsprosedure, word hier nou 'n hipotetiese voorbeeld verskaf (die syfers word telkens afgerond):

Plantgemeenskap = A

Hoogtevlak = X

Plantsoorte teenwoordig = Q, R en S

Perseel = A

Perseelgrootte = 100 m²

Maksimum kroondeursnee in dm (D): Q₁ = 12, R₁ = 6, S₁ = 15

Q₂ = 10, R₂ = 8, S₂ = 12

Vertikale amplitude van hoogtevlak in m (L) = 1

Geskatte persentasie van reghoek wat nie deur blaar-materiaal bedek word nie plus die blaarloose area in die middel van die

* Ms L. Maree, Rekenaarsentrum, Universiteit van Pretoria,
0001 Pretoria

kroon: $Q_1 = 70, R_1 = 80, S_1 = 80$

$Q_2 = 80, R_2 = 90, S_2 = 90$

NHV in m^3 : $Q_1 = 2,8, R_1 = 0,9, S_1 = 2,3$

$Q_2 = 1,6, R_2 = 0,6, S_2 = 0,9$

$Q_A = 4,4, R_A = 1,5, S_A = 3,2$

Gestel nou dat perseel B 'n perseelgrootte van $400 m^2$ het en dat vir dieselfde hoogtevlak X daar twee individue van Q, een van R en geen van S opgemeet is. Volgens dieselfde prosedure as vir perseel A, veronderstel dan dat die volgende syfers verkry is:

NHV in m^3 : $Q_B = 5,6, R_B = 1,0, S_B = 0,0$

Die volgende digthede van plantsoorte is dus in plantgemeenskap A aangetref:

$Q = 4$ individue per $600 m^2$ of $0,67$ per ha

$R = 3$ individue per $600 m^2$ of $0,5$ per ha

$S = 2$ individue per $600 m^2$ of $0,33$ per ha

Die gemiddelde NHV per individu van die onderskeie plantsoorte in hoogtevlak X van plantgemeenskap A was dus:

$Q = 2,5 m^3, R = 0,8 m^3, S = 1,6 m^3$

Die gemiddelde NHV per plantsoort per ha in plantgemeenskap A is dan:

$Q = 1,7 m^3/ha, R = 0,4 m^3/ha, S = 0,5 m^3/ha$

Veronderstel verder dat die gemiddelde verhouding tussen 'n standaard volume-eenheid van $0,015625 m^3$ en die blaarmassa van 'n plantsoort, is soos volg gevind:

$Q = 12,92 g/0,015625 m^3$

$R = 15,45 g/0,015625 m^3$

$S = 9,32 g/0,015625 m^3$

Die beskikbare blaarmassa van plantsoorte in hoogtevlak X van plantgemeenskap A, is dus:

$Q = 1,4 kg/ha, R = 0,4 kg/ha, S = 0,3 kg/ha$ en die totale

beskikbare blaarmateriaal in plantgemeenskap A is dus 2,1 kg/ha.

RESULTATE EN BESPREKING

Die resultate van die opname word in Tabel 11 tot 15 saamgevat. 'n Verkorte opsomming van die resultate vir die totale studiegebied verskyn in Tabel 18.

Opvallende gevolgtrekkings wat ten opsigte van die beskikbaarheid van blaarmateriaal op verskillende hoogtevlakke gemaak kan word, is as volg:

- * 50% van die droëmassa van die blare in die Stipagrostis uniplumis-Terminalia sericea Kort Oop Boomveld word in die 0,5 m hoogtevlak aangetref. Die kleinste hoeveelheid blaarmateriaal in die 0,5 m hoogtevlak van al vyf plantgemeenskappe word in die Grewia bicolor-Combretum apiculatum Kort Oop Boomveld aangetref. Hierdie gemeenskap bevat 82% minder blaarmateriaal in die 0,5 m hoogtevlak as die Stipagrostis uniplumis-Terminalia sericea Kort Oop Boomveld.
- * In die 1,0 m hoogtevlak van die Ischaemum afrum-Acacia tenuispina Lae Oop Boomveld word 90% minder blaarmateriaal as in dieselfde hoogtevlak van die Stipagrostis uniplumis-Terminalia sericea Kort Oop Boomveld aangetref.
- * In die 2,0 m hoogtevlak kom 81% minder blaarmateriaal in die Ischaemum afrum-Acacia tenuispina Lae Oop Boomveld as in die Grewia bicolor-Combretum apiculatum Kort Oop Boomveld voor.
- * In die 3,0 m hoogtevlak word 64% minder blaarmateriaal in die Stipagrostis uniplumis-Terminalia sericea Kort Oop Boomveld as in die Grewia flava-Acacia erubescens Kort Oop Boomveld aangetref.

Tabel 11: Die beskikbare droë blaarmateriaal (kg/ha) per hoogtevlak (m) van vyf houtagtige spesies in die Stipagrostis uniplumis-Terminalia sericea Kort Oop Boomveld van die Atherstone Natuurreservaat, Noordwes-Transvaal.

SPESIE	HOOGTEVLAK						TOTAAL
	0,5	1,0	2,0	3,0	4-5	6,0	
<u>Acacia erubescens</u>	0,0	0,0	12,5	31,1	26,8	0,0	70,4
<u>Acacia tortilis</u>	1,0	1,2	10,1	15,8	0,2	0,0	28,3
<u>Boscia albitrunca</u>	0,0	0,0	0,0	100,2	32,7	0,0	132,9
<u>Dichrostachys cinerea</u>	38,3	36,9	79,2	29,6	2,4	0,0	186,4
<u>Grewia flava</u>	674,9	315,7	23,2	0,0	0,0	0,0	1 013,8
Totaal	714,2	353,8	125,0	176,7	62,1	0,0	1 431,8

Tabel 12: Die beskikbare droë blaarmateriaal (kg/ha) per hoogtevlak (m) van nege houtagtige spesies in die Grewia bicolor-Combretum apiculatum Kort Oop Boomveld van die Atherstone Natuurreservaat, Noordwes-Transvaal.

SPESIE	HOOGTEVLAK						TOTAAL
	0,5	1,0	2,0	3,0	4-5	6,0	
<u>Acacia erubescens</u>	1,4	4,5	9,0	16,5	73,0	5,5	109,9
<u>Acacia nilotica</u>	1,4	2,0	1,5	3,5	2,0	0,0	10,4
<u>Acacia tortilis</u>	0,0	0,3	29,6	16,8	37,1	0,0	83,8
<u>Boscia albitrunca</u>	0,0	0,0	0,0	36,6	1,0	0,0	37,6
<u>Boscia foetida</u>	3,3	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	3,3
<u>Combretum apiculatum</u>	23,8	11,4	117,5	197,2	436,7	12,0	798,6
<u>Dichrostachys cinerea</u>	30,3	62,1	212,4	67,3	23,9	0,0	396,0
<u>Grewia bicolor</u>	34,6	138,4	151,0	3,4	0,0	0,0	327,4
<u>Grewia flava</u>	34,6	86,5	43,5	0,0	0,0	0,0	164,6
Totaal	129,4	305,2	564,5	341,3	573,7	17,5	1 931,6

Tabel 13: Die beskikbare droë blaarmateriaal (kg/ha) per hoogtevlak (m) van sewe houtagtige spesies in die Grewia flava - Acacia erubescens Kort Oop Boomveld van die Atherstone Natuurreservaat, Noordwes-Transvaal.

SPESIE	HOOGTEVLAK						TOTAAL
	0,5	1,0	2,0	3,0	4-5	6,0	
<u>Acacia erubescens</u>	4,5	7,1	231,9	375,0	329,9	0,1	948,5
<u>Acacia tortilis</u>	7,5	2,4	52,5	58,8	20,8	0,0	142,0
<u>Boscia albitrunca</u>	21,3	6,5	10,8	51,7	25,9	0,0	116,2
<u>Boscia foetida</u>	19,2	1,5	0,1	0,0	0,0	0,0	20,8
<u>Dichrostachys cinerea</u>	34,0	25,4	24,1	4,6	0,0	0,0	88,1
<u>Grewia bicolor</u>	7,8	10,9	2,3	0,0	0,0	0,0	21,1
<u>Grewia flava</u>	160,7	179,0	28,1	0,0	0,0	0,0	367,8
Totaal	255,0	232,8	349,1	490,1	376,6	0,1	1704,4

Tabel 14: Die beskikbare droë blaarmateriaal (kg/ha) per hoogtevlak (m) van sewe houtagtige spesies in die Cymbopogon validus-Acacia nilotica Kort Oop Boomveld van die Atherstone Natuurreservaat, Noordwes-Transvaal.

SPESIE	HOOGTEVLAK						TOTAAL
	0,5	1,0	2,0	3,0	4-5	6,0	
<u>Acacia erubescens</u>	6,9	28,4	233,5	166,3	116,3	38,1	589,5
<u>Acacia nilotica</u>	60,1	48,5	79,4	125,4	174,4	18,4	506,2
<u>Acacia tortilis</u>	46,4	13,6	110,7	109,8	141,0	0,0	421,5
<u>Boscia albitrunca</u>	0,0	0,0	0,0	6,2	42,0	2,7	50,9
<u>Boscia foetida</u>	0,0	0,0	6,0	0,0	0,0	0,0	0,0
<u>Dichrostachys cinerea</u>	19,9	30,0	1,2	0,1	0,0	6,0	51,2
<u>Grewia flava</u>	94,4	59,3	2,3	0,0	0,0	0,0	156,2
Totaal	227,7	179,8	427,1	407,8	473,7	59,2	1775,3

Tabel 15: Die beskikbare droë blaarmateriaal (kg/ha) per hoogtevlak (m) van sewe houtagtige spesies in die Ischaemum afrum-Acacia tenuispina Kort Oop Boomveld van die Atherstone Natuurreservaat, Noordwes-Transvaal.

SPESIE	HOOGTEVLAK (m)						TOTAAL
	0,5	1,0	2,0	3,0	4-5	6,0	
<u>Acacia erubescens</u>	0,5	0,7	0,0	1,7	2,9	0,0	5,8
<u>Acacia nilotica</u>	8,6	19,0	74,9	162,9	171,1	0,0	436,5
<u>Acacia tenuispina</u>	831,2	4,4	0,0	0,0	0,0	0,0	385,6
<u>Acacia tortilis</u>	18,0	12,6	32,2	97,3	182,7	0,1	342,9
<u>Boscia foetida</u>	2,8	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	2,8
<u>Dichrostachys cinerea</u>	24,0	0,3	0,0	0,0	0,0	0,0	24,3
<u>Grewia flava</u>	1,1	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	1,1
Totaal	336,2	37,0	107,1	261,9	356,7	0,1	1199,0

- * In die 4,0-5,0 m hoogtevlak word 89% minder blaarmateriaal in die Stipagrostis uniplumis-Terminalia sericea Kort Oop Boomveld as in die Grewia bicolor-Combretum apiculatum Kort Oop Boomveld aangetref.
- * In die >6 m hoogtevlak wissel die hoeveelheid blaarmateriaal van 0 kg/ha in die Stipagrostis uniplumis-Terminalia sericea Kort Oop Boomveld tot 59 kg/ha in die Cymbopogon validus-Acacia nilotica Kort Oop Boomveld.
- * Die totale hoeveelheid droëmassa van die blare in 'n plantgemeenskap wissel van 1 200 kg/ha in die Ischaemum afrum-Acacia tenuispina Lae Oop Boomveld tot 1 932 kg/ha in die Grewia bicolor-Combretum apiculatum Kort Oop Boomveld.
- * Die immergroen spesies Boscia albitrunca en Boscia foetida asook die semi-immergroen spesie Acacia tortilis se blaarproduksie is waarskynlik belangrik vir die oorwintering van blaarvreters (Kok & Opperman, 1980). Die grootste hoeveelhede droëmassa van die blare van die immergroen spesies is in die Grewia flava-Acacia erubescens Kort Oop Boomveld (137 kg/ha) en die Stipagrostis uniplumis-Terminalia sericea Kort Oop Boomveld (133 kg/ha) gemeet. By nadere ondersoek blyk dit egter dat daar by die immergroen spesies 'n blaarvreetlyn onder die 3,0 m hoogtevlak bestaan (Tabel 11 en 13). Gevolglik is die blaarmateriaal van die immergroen spesies feitlik uitsluitlik potensieel net vir die oorwintering van kameelperde beskikbaar.
- * Acacia tortilis se bydrae tot die totale beskikbare blaarmateriaal is die meeste in die Cymbopogon validus-Acacia nilotica Kort Oop Boomveld (422 kg/ha) en die Ischaemum afrum-Acacia tenuispina Lae Oop Boomveld (344 kg/ha). Acacia tortilis vertoon nie 'n blaarvreetlyn onder die 3,0 m hoogtevlak in dieselfde mate as die Boscia spp.

nie. Daar is naamlik 60 kg/ha droëmassa van die blare van Acacia tortilis onder die 2,0 m hoogtevlak in die Cymbopogon validus-Acacia nilotica Kort Oop Boomveld gemeet (Tabel 14) wat moontlik 'n verklaring bied vir die feit dat rooibokke in hierdie plantgemeenskap gedurende die droë maande konsentreer (Tabel 21).

* Behalwe vir die Stipagrostis uniplumis-Terminalia sericea Kort Oop Boomveld bestaan daar 'n lae variasie tussen die gesamentlike waardes van die beskikbare blaarmateriaal in die gekombineerde 0,5 m en 1,0 m hoogtevlakke (CV = 8,1%) van die verskillende plantgemeenskappe. Die Stipagrostis uniplumis-Terminalia sericea Kort Oop Boomveld besit egter 137% meer blaarmateriaal in die gekombineerde 0,5 m en 1,0 m hoogtevlakke as die gemiddelde (450 kg/ha) van die ander vier gemeenskappe vir die gekombineerde 0,5 m en 1,0 m hoogtevlakke.

* Die gemiddelde hoeveelheid droëmassas van blare vir die gekombineerde 3 m en 4-5 m hoogtevlakke (809 kg/ha) van die vyf plantgemeenskappe uitgesonderd die Stipagrostis uniplumis-Terminalia sericea Kort Oop Boomveld, is 239% meer as die gesamentlike totaal (239 kg/ha) vir die gekombineerde 3 m en 4-5 m hoogtevlakke van die genoemde plantgemeenskap.

Die gemiddelde droëmassas van blare, per plantspesie in 'n 0,015625 m³ volume-eenheid soos wat dit met die oop-kant kubusvormige raamwerk bepaal is en die statistiese ontleding van die data, verskyn in Tabel 16. Betekenisvolle verskille is tussen die gemiddelde waardes van spesies en groepe van spesies gevind. As maatstaf van binne-spesie variasie is die koeffisiënt van variasie (CV) bereken en dit is gevind die CV gewissel het vanaf 17,38% tot 39,91%. Die ontleding in Tabel 16 suggereer 'n positiewe verband tussen blaarafmetings en binne-spesie variasie gesien in die lig daarvan dat spesies soos Combretum apiculatum, Grewia flava en Boscia albitrunca

Tabel 16: Die gemiddelde droë blaarmateriaal (n=10) in gram per 0,015625 m³ volume-eenheid van tien houtagtige spesies in die Atherstone Natuurreservaat, Noordwes-Transvaal.

SPECIE	GEMIDDELTE DROË BLAARMATERIAAL	STANDAARDAFWYKING	VARIANSIE	PERSENT KOEFFISIËNT VAN VARIASIE
<u>Acacia erubescens</u>	12,9	2,736	7,49	21,21
<u>Acacia nilotica</u>	11,06	2,797	8,87	26,94
<u>Acacia tenuispina</u>	5,74	0,979	0,99	17,38
<u>Acacia tortilis</u>	10,13	1,796	3,23	17,73
<u>Boscia albitrunca</u>	39,93	13,288	176,57	33,28
<u>Boscia foetida</u>	25,61	6,873	47,25	26,84
<u>Combretum apiculatum</u>	12,92	5,158	26,61	39,91
<u>Dichrostachys cinerea</u>	9,32	2,710	7,34	29,59
<u>Grewia bicolor</u>	14,41	3,805	14,48	26,40
<u>Grewia flava</u>	15,45	5,440	29,59	35,21

die hoogste koeffisiënte van variasie het.

Tydens die opname is visueel waargeneem dat die blaargroottes van breëblaarspesies soos Combretum apiculatum en Grewia flava soms merkbare verskille tussen individue van dieselfde spesie toon. 'n Verskil van 580 mm^2 is deur vorige outeurs tussen die gemiddelde blaaroppervlakte van Combretum apiculatum in twee onderskeie geografiese gebiede gevind (Van der Meulen & Werger, 1984). Die binne-spesie variasie impliseer dat die spesies met groter blaarafmetings meer intensief gemonster moet word as wat die spesies met kleiner blaarafmetings gemonster moet word om die gemiddelde droëmassa van die blare met groter akkuraatheid te kan bereken. Die binne-spesie variasie in droëmassa van blare en blaarafmetings impliseer verder ook dat die syfers in Tabel 16 nie noodwendig in ander geografiese gebiede toepasbaar gemaak kan word nie.

Die resultate van die huidige studie oor die beskikbaarheid van blaarmateriaal in die houtagtige komponent van die plantegroei word in Tabel 17 met die resultate van ander studies in verskillende veldtipes vergelyk. Die totale droëmassa van blare wat vir die plantgemeenskappe in die studiegebied bereken is, wissel vanaf 1 200-1 930 kg/ha wat binne die grense val van die syfers wat in ander soortgelyke studies gevind is. Daarom kan dit aanvaar word dat die Skattingsmetode vir die Bepaling van Blaarbesikbaarheid soos dit hierbo beskryf is, betroubare resultate gelewer het.

Die voordele van die Skattingsmetode vir die Bepaling van Blaarbesikbaarheid kan as volg saamgevat word:

- * Die metode kan gelyktydig met 'n standaard floristies-strukturele opname uitgevoer word.
- * Die beskikbare blaarmateriaal op verskillende ekologies betekenisvolle hoogtevlakke kan per houtagtige plantspesie gemeet word.

Tabel 17: n Vergelyking van die biomassas (kg/ha) van verskillende planteenhede soos wat dit in verskillende studies in Afrika bepaal is.

<u>VELDTIPE</u>	<u>MASSA</u>	<u>PLANTEENHEID</u>	<u>BRON</u>
<u>Colophosperum mopane</u>	590-2 120	loot	Kelly (1973)
<u>Burkea africana</u>	1 100	droë blaar	Rutherford (1982a)
<u>Acacia tenuispina</u>	1 149	droë blaar + steel	Huidige studie
<u>Terminalia sericea</u>	1 432	droë blaar + steel	Huidige studie
<u>Combretum apiculatum</u>	1 527	droë loot	Dayton (1987)
<u>Acacia erubescens</u>	1 704	droë blaar + steel	Huidige studie
<u>Acacia nilotica</u>	1 776	droë blaar + steel	Huidige studie
<u>Combretum apiculatum</u>	1 932	droë blaar + steel	Huidige studie
Kalahari sandveld	3 211	droë blaar	Rushworth (1978)
Lamto savanne (Ivoorkus)	5 530	blaar + groen loot	Menaut & Cesar (1979)

- * Die metode is semi-destruktief en kan daarom ekstensief en sonder die tydelike of algehele vernietiging van plante toegepas word.
- * Ondersteunende inligting wat tydens die beraming van blaarvreetkapasiteit en die samestelling van spesiemengsels van wild gebruik kan word, kan verkry word (kyk "Die beraming van die blaarvreetkapasiteit").
- * Die inligting wat verkry word, kan moontlik verklarings vir die habitatsvoorkeure deur wildsoorte aanbied (kyk Hoofstuk 9).

DIE BERAMING VAN BLAARVREETKAPASITEIT

By die beraming van blaarvreetkapasiteite in die studiegebied is dit aanvaar dat die natuurlike blaarvreetkapasiteit vir blaarvreters beperk word deur 'n tekort aan blaarmateriaal gedurende die kritieke maande Junie tot Oktober. Die tekort word geskep deur die bladwisselende geaardheid van die plantegroei in die studiegebied. Gedurende die kritieke periode Junie tot Oktober is blaarvreters hoofsaaklik op voedsel vanaf die immergroen Boscia albitrunca en Boscia foetida asook vanaf die semi-immergroen Acacia tortilis aangewese. 'n Subjektiewe skatting van die persentasie blaarmateriaal op Acacia tortilis plante gedurende die kritieke periode het 'n gemiddelde syfer van 20% opgelewer.

Die resultate van die blaarvreetkapasiteitbepalings word in Tabel 18 weergegee. Die berekeningsprosedure was as volg:

- * Eerstens is die totale droëmassa van die blare van die Boscia spp. plus 20% van dië van Acacia tortilis bepaal.
- * Dit word hier aanvaar dat die kameelperd se dieet slegs uit blare bestaan. In navolging van Kok en Opperman (1985) is die voedselinname van 'n kameelperd as 16 kg droëblaarmateriaal per dag vasgestel.

TABEL 18: Die beskikbare droë blaarmateriaal (DBM) in kg en die blaarvreetkapasiteit (BVK) in grootvee-eenhede (GVE*) van die onderskeie hoogtevlakke (meter) in die onderskeie plantgemeenskappe van die Atherstone Natuurreservaat, Noordwes-Transvaal.

PLANTGEMEENSKAP**		HOOGTEVLAK				
		0,5	1	2	3	4-5
1.	DBM	100,56	112,16	977,51	49974,82	15804,52
	BVK	-	-	-	34	11
2.	DBM	11293,01	413,16	20354,97	137471,79	28893,59
	BVK	7	-	14	95	20
3.	DBM	119195,01	24034,23	60843,2	179998,48	85155,51
	BVK	82	16	42	125	59
4.	DBM	32062,94	9422,55	76555,63	97474,66	242428,45
	BVK	22	6	53	6	168
5.	DBM	19847,72	7828,58	19984,3	60430,93	113405,77
	BVK	13	5	13	42	97
TOTALE	GVE	124	27	122	363	336

* 1GVE benodig 1 440 kg droë blaarmateriaal vir die kritieke periode Junie-Oktober.

** Sleutel soos vir Tabel 20

- * Vir die tydperk Junie tot Oktober benodig een kameelperd dus 2 400 kg droëblaarmateriaal.
- * Een vyf jaaroue kameelperdbul word argumentsonthalwe as 'n "gemiddelde" kameelperd aanvaar en is die ekwivalent van 1,68 grootvee-eenhede (Meissner, et al., 1983). Daarom benodig een grootvee-eenheid $0,6 \times 2400\text{kg} = 1\ 440\ \text{kg}$ droëblaarmateriaal in die kritieke tydperk Junie tot Oktober.
- * Deur die beskikbare droëblaarmassa met 1 440 kg te deel, kon die blaarvreetkapasiteit van die onderskeie hoogtevlakke in terme van grootvee-eenhede (GVE) bepaal word (Tabel 18).

Uit Tabel 18 kan bereken word dat die blaarvreetkapasiteit vir die 0,5 m, 1,0 m en 2,0 m hoogtevlakke gesamentlik 273 GVE bedra. Hierdie hoogtevlakke word deur eland, gemsbok, rooibok, swartrenoster, koedoe en kameelperd teen verskillende intensiteite benut. 'n Totaal van 699 GVE kan as die gesamentlike blaarvreetkapasiteit van die 3 m en 4-5 m hoogtevlakke wat uitsluitlik vir benutting deur kameelperde beskikbaar is, bereken word.

Die berekening van gedifferensieerde blaarvreetkapasiteite vir spesifieke diersoorte word in Hoofstuk 10 verder gevoer. In hierdie stadium is dit egter duidelik dat die berekende syfer hierbo vir die gekombineerde 0,5 m, 1,0 m en 2,0 m hoogtevlakke relatief konserwatief is aangesien dit 'n omgerekende syfer van 0,020 GVE/ha (273 GVE/13 582 ha) meebring. Die aanbeveling deur Mentis (1981) dat die blaarvreters 20% van die weikapasiteit behoort te beslaan, bring 'n omgerekende blaarvreetkapasiteit van 0,028 GVE/ha (383 GVE/13 582 ha) vir die Atherstone Natuurreservaat mee.

Die berekende blaarvreetkapasiteit vir die 3,0 m en 4-5 m hoogtevlakke gesamentlik is egter waarskynlik 'n oorskatting.

As aanvaar word dat 1 GVE gelykstaande aan 0,6 kameelperd is (Meissner, et al., 1983), kan bereken word dat 699 GVE gelykstaande aan 419 kameelperde is. Die syfer van 419 kameelperde vir die reservaat kom neer op 3,09 kameelperde per km². Hall-Martin (1974) verskaf egter bevolkingsdigtheidsyfers wat vanaf 0,09-2,6 kameelperde per km² in verskillende gebiede van Afrika wissel.

Op grond van die bogenoemde bevindings is besluit om by die bepaling van weikapasiteit as 'n eerste benadering vir die studiegebied die blaarvreetkapasiteitsyfer van 273 GVE vir die 0,5 m, 1,0 m en 2,0 m hoogtevlakke gesamentlik, streng na te kom (Tabel 25). As gevolg van die klaarblyklike oorskatting in die blaarvreetkapasiteit vir kameelperde (wat waarskynlik aan 'n foutiewe aanname toegeskryf kan word) is die berekende syfer van 3,09 kameelperde per km² ten gunste van arbitrêre konserwatiewe syfers van 0,25 (vir wildproduksie) en 0,50 (vir bewaring) kameelperde per km² geïgnoreer. Laasgenoemde syfers is binne die perke van die bevolkingsdigthede van kameelperde wat deur Hall-Martin (1974) verskaf word.

Die metode wat gevolg is om die blaarvreetkapasiteit van die studiegebied te bereken, is soos dit reeds hierbo genoem is, nie sonder tekortkominge nie. In die aanname dat die blaarvreetkapasiteit van die studiegebied uit die totale droëmassa van die blare van die immergroen spesies plus 20% van die droëmassa van die blare van Acacia tortilis bereken kan word, word verder geïmpliseer dat:

- * Alle blare van 'n plantsoort vrywillig deur die blaarvreters gevreet sal word.
- * Alle blare van die plantsoort in 'n spesifieke hoogtevlak deur die wildsoort bereik kan word ten spyte van moontlike obstruksies soos doringagtigheid en inmekaarverstrengelde takke.
- * Daar vir die wildsoort geen blaarmateriaal en peule

afkomstig vanaf ander plantsoorte gedurende die kritieke periode beskikbaar is nie.

- * Dat die plant geen verdedigingsmeganismes teen benutting in werking kan stel nie.

Dit is onwaarskynlik dat die genoemde vier aannames sonder voorbehoud aanvaar kan word. Eerstens bestaan daar verskille tussen plantsoorte, plantweefsels en groeistadia wat die voedingstofinhoud en die verteerbaarheid betref (Owen-Smith, 1978 en Owen-Smith & Novellie, 1982) . Sauer, et al., (1977) bevind dan ook dat kameelperde in die droë seisoen vir groen blare selekteer. Kok & Opperman (1980) se resultate dui egter daarop dat die mate van beweiding deur kameelperde eerder aan die beskikbaarheid van plantmateriaal as aan hul voedingswaarde per se toegeskryf kan word. Dit wil dus voorkom asof wild deur 'n beperkte voedselbeskikbaarheid gedwing sal word om minder selektief te wees in welke geval alle blare van 'n plantsoort deur 'n wildsoort geëet sal word.

Tweedens is dit soms moeilik vir 'n dier om die blare wat nader aan die middel van 'n boom of struik geplaas is weens die digtheid van takke of die voorkoms van dorings te bereik. (Novellie, 1983 en Pellew, 1983b). Hierdie probleem is waarskynlik meer opvallend in die boonste hoogtevlakke waar die bome se kroonafmetings groter is.

Derdens is daar in die droë seisoen 'n onbekende hoeveelheid droë blare en peule, aan die bladwisselende bome of op die grond, teen 'n dalende tempo soos wat die seisoen vorder, vir inname deur die wild beskikbaar.

Vierdens is dit reeds genoem dat die moontlikheid bestaan dat plante chemiese verdedigingsmeganismes in reaksie op benutting in werking kan stel (Van Hoven, 1984). Dit is ook deur Milton (1988) gevind dat die snoei van Acacia tortilis bome daartoe aanleiding gee dat hul doringagtigheid verhoog.

Uit die bostaande bespreking wil dit voorkom asof hier teenwerkende meganismes, wat neig om mekaar te kanselleer, ter sprake kom. In die 0,5 m, 1,0 m en 2,0 m hoogtevlakke word hierdie stelling deur die berekende blaarvreetkapasiteit ondersteun. In die 3,0 m en 4-5 m hoogtevlakke wat uitsluitlik vir benutting deur kameelperde beskikbaar is, dui die onverwagte hoë blaarvreetkapasiteit wat uit die berekenings gespruit het daarop dat kameelperde waarskynlik baie selektief is in hul vreetgewoontes. Pellew (1984) se resultate ondersteun hierdie afleiding. Ten einde die metode om blaarvreetkapasiteit vir kameelperde te bereken, te kan verfyn, sal dit gevolglik nodig wees om die vreetgewoontes van kameelperde sowel as die plante se reaksie daarop te bestudeer waarna 'n persentasie benutbare materiaal aan die totale hoeveelheid beskikbare blaarmateriaal gekoppel kan word.

HOOFSTUK 9

Die Habitatsvoorkeure van Groter Diersoorte in die
Atherstone NatuurreservaatINLEIDING

Die populêre name van sommige diersoorte soos die waterbok, rietbok en klipspringer het nie sonder rede ontstaan nie. Diersoorte vertoon sekere voorkeure ten opsigte van habitatte en oefen dit onder relatief stremmingsvrye toestande uit (kyk Bell, 1971; Simpson, 1972; Ferrar & Walker, 1974; Pienaar, 1974; Kok & Opperman, 1975; Sauer, Theron & Skinner, 1977; Walker, 1979; Coetzee, 1980; Grunow, 1980; Pettifer & Stumpf, 1981; Rowe-Rowe, 1983; Beardall, Joubert & Retief, 1984; Bothma & Van Rooyen, 1986 en Engelbrecht, 1986).

Daar bestaan waarskynlik 'n kombinasie van redes vir die uitoefening van habitatsvoorkeure deur diersoorte. Die plantassosiasie (Engelbrecht, 1986), die beskikbare drinkwater (Pettifer & Stumpf, 1981; Bothma & Van Rooyen, 1986 en Engelbrecht, 1986), die hoogte van die gras (Bell, 1971; Ferrar & Walker, 1974; Grobler, 1981; Smuts, 1982 en Bothma & Van Rooyen, 1986), omgewingstemperatuur (Simpson, 1972; Belovsky & Slade, 1986 en Liversidge* , pers. med.), die verdedigingsmeganismes van plante (Freeland & Janzen, 1974; Haukioja, 1980; Coley, 1983; Coley, Bryant & Chapin, 1985; Cooper & Owen-Smith, 1985; Fowler & Lawton, 1985; Rhoades, 1985 en Cooper & Owen-Smith, 1986), beskikbaarheid van voedsel op verskillende hoogtevlakke (Sauer, Theron & Skinner, 1977; Pellew, 1983c; Kok & Opperman, 1985 en Owen-Smith & Cooper, 1985), fenologiese gebeure (Sauer, Theron &

* Dr. R. Liversidge, 92 Central Road, 8301 Kimberley

Skinner, 1977; Kok & Opperman, 1980, 1985; Novellie, 1983; Pellew, 1984 en Engelbrecht, 1986), sigbaarheid (Joubert, 1974; Van Rooyen, 1978 en Coetzee, 1980) en territorialiteit (Kok & Opperman, 1975 en Owen-Smith, 1977) is al onder andere deur navorsingsresultate as moontlike oorsake vir habitatsvoorkeure geïmpliseer.

Die voedsel wat die dier op enige tydstip selekteer, hang af van wat andersins ook beskikbaar is (Owen-Smith, 1978). Daarom selekteer diersoorte doelbewus of instinktief vir wat ook al hul onmiddellike of langtermyn voedingsbehoefte mag wees. Aansluitend hierby is die gevolgtrekking van Ferrar & Walker (1974) dat die fisiese struktuur van die plantegroei as sodanig minder belangrik vir die ekologiese skeiding van herbivore is as wat die verhoudelike bydraes van kruide, bome en veral struik tot die totale fitomassa van die plantegroei is.

Belovsky (1986) is van mening dat herbivore deur die beskikbaarheid van voedsel beperk word en dat daar vir die maksimum inname van energie geselekteer word. 'n Wier hipotese van Owen-Smith & Novellie (1982) lui dat herbivore vir die maksimum inname van die mees beperkende voedingstof selekteer. Killian & Fairall (1983) vind vir blesbokke resultate wat weer op die seleksie vir die mees verteerbare grasspesies dui. Uit die bogenoemde literatuur wil dit dus voorkom asof die klem by habitatsvoorkeure meer op die seleksie vir verteerbare voedingstowwe val as op seleksie vir ander biotiese en abiotiese faktore wat die habitat vorm.

Om egter 'n verklaring van habitatsvoorkeure in terme van plantspesievoorkeure alleen te voorsien, kan vir spesifieke gevalle van habitatsvoorkeure probleme bied aangesien die voedingstofgehalte van dieselfde plantspesie, afhangende van die grondsoort waarop dit voorkom, van lokaliteit tot lokaliteit mag verskil. Downing (1972, aangehaal deur Owen-Smith, 1978) vind byvoorbeeld dat die persentasie ruproteïen

van Panicum deustum op een grondsoort selfs dubbel die persentasie ruproteïen op 'n ander grondsoort kan wees.

Die invloed van die individuele en gemeenskapseienskappe van plante en diere op plantbenutting deur groter herbivore word deur Owen-Smith (1978) bespreek. In gevalle waar die mens deur bestuur 'n drastiese invloed op 'n ekosisteem se funksionering het, sal die bykomende bestuursinvloede van wildwerende heinings, kunsmatige watervoorsiening, veldbrand, die aanhou van mak vee en die implementering van 'n weidingstelsel ook die voedselinname en habitatsvoorkeure van wilde herbivore beïnvloed.

Die doel van die huidige studie was om habitatsvoorkeure van diersoorte op die basis van plantgemeenskapsvoorkeure te ondersoek. Die plantgemeenskappe van die studiegebied is reeds in Hoofstuk 6 beskryf. Daar word veronderstel dat plantgemeenskapsvoorkeure die gevolg is van al die ekologiese en bestuursfaktore wat gesamentlik die voedselinname van die groter herbivore gedurende die studietydperk beïnvloed het. Die respektiewelike invloede van al die onderskeie ekologiese- en bestuursinvloede wat hierbo genoem word, is nie ondersoek nie. Die kennis wat oor die eienskappe van die plantgemeenskappe in die studiegebied bestaan (Hoofstukke 6,7 en 8), maak dit egter moontlik om sekere tendense wat waargeneem is, te verklaar (kyk "Bespreking").

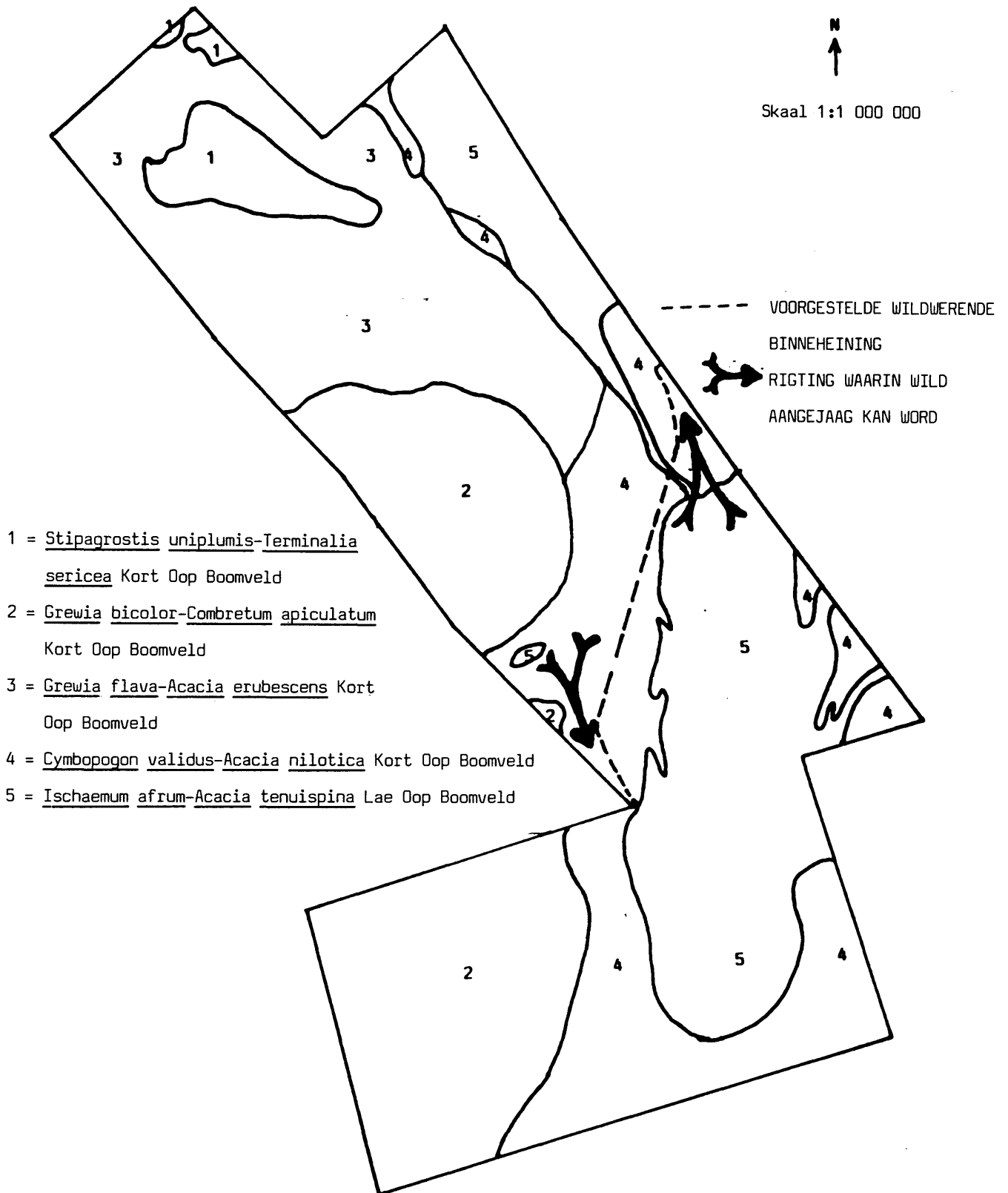
METODES

Weens die eiesoortige omstandighede van die studiegebied moes 'n metode vir die bepaling van die diersoorte se habitatsvoorkeure ontwikkel word. Die vernaamste probleem wat ondervind is, was die feit dat die diersoorte weens die jaarlikse jagaktiwiteite baie wild was. Gevolglik is groot vlugafstande gehandhaaf en was dit nie moontlik om opnames te voet uit te voer nie.

Die opnames is oor 'n aaneenlopende 12-maande periode vanaf November 1984 tot Oktober 1985 uitgevoer. Alle paaie en afstande (in kilometer) is eerstens volgens skaal op die habitatkaart (Figuur 12) aangebring. Die afstande binne die habitatte is daarby gevoeg sodat daar rekord gehou kon word van die afstande wat tydens opnames in elke habitat afgelê is. Met elke waarneming is die betrokke diersoort, die aantal individue en die habitat waarin die diersoort aangetref is, aangeteken.

Al die stande van 'n plantgemeenskap is, ongeag die geografiese verspreiding daarvan, tesame as dieselfde habitat gereken. Die motivering vir hierdie beskouing is daarin geleë dat die plantegroei binne die stande van 'n plantgemeenskap floristies en struktureel as homogeen beskou kan word (Hoofstuk 6), watervoorsiening gelykmatig tussen plantgemeenskappe versprei is (Figuur 6) en dat daar nie noemenswaardige topografiese verskille in die studiegebied voorkom nie (Hoofstuk 3). Daar is egter 'n uitsondering in die geval van die Ischaemum afrum-Acacia tenuispina Lae Oop Boomveld gemaak. Aangesien waargeneem is dat die diere skuiling soek in die klein kolle van die Cymbopogon validus-Acacia nilotica Kort Oop Boomveld wat mosaïes ingebed in die Ischaemum afrum-Acacia tenuispina Lae Oop Boomveld voorkom (Figuur 7), is die genoemde klein kolle van die Cymbopogon validus-Acacia nilotica Kort Oop Boomveld vir die doel van die studie oor habitatsvoorkeure as deel van die Ischaemum afrum-Acacia tenuispina Lae Oop Boomveld gereken (kyk Figuur 12).

Waarnemings is per voertuig aan weerskante van paaie gemaak. Die werklike afstand wat langs 'n grensdraad afgelê is, is telkens gehalveer om te korrigeer vir die feit dat waarnemings slegs aan die een kant van die pad gemaak kon word. Tydens die opnames is die roetes wat gevolg is, sodanig gekies dat groter afstande in die groter habitatte afgelê is en andersom. Hierdie strategie het meegebring dat die totale



Figuur 20: Habitatte vir groter wildsoorte in die Atherstone Natuurreservaat, Noordwes-Transvaal soos wat dit vir die bepaling van die habitatsvoorkeure van die groter diersoorte in 1985 afgebaken is. Die posisie waarin 'n wildwerende binneheining vir die bemiddeling van 'n stelsel van differensiële oesdruk moontlik geplaas kan word, word ook aangedui. Die wildwerende binneheining vorm twee tregters met die grensdraad waardeur aanjaagbare wild verskuif kan word en wat terselfdertyd as permanente wildvangstrukture kan dien.

afstande wat per habitat afgelê is, verhoudelik tot die oppervlaktes van die plantgemeenskappe is. Die oppervlaktes van die plantgemeenskappe en die totale afstande wat in die habitatte afgelê is, word in Tabel 19 aangetoon.

Die maandelikse totale van die aantal individue is per diersoort en per habitat tesame met die totale gekorrigeerde afstand wat binne 'n habitat afgelê is, bereken. 'n Totaal van 2 491 waarnemings is aangeteken. 'n Gekorrigeerde totale afstand van 3 978,7 km is oor die 12-maande periode afgelê.

Die data is as volg tussen twee seisoene verdeel:

* Reënseisoen: November tot April

* Droë seisoen: Mei tot Oktober.

Struktuurverskille in die houtagtige plantegroei van die plantgemeenskappe het egter veroorsaak dat die areas wat weerskante van die paaie vir waarnemings beskikbaar was, tussen habitatte gewissel het. Weens die verskille in die digtheid en die persentasie kroonverspreiding van die houtagtige plantegroei tussen die plantgemeenskappe (Hoofstuk 6), het die moontlikheid dat meer diere per afstand gery in habitatte met oop strukture as in habitatte met meer geslote strukture waargeneem sou word, bestaan. 'n Oorskatting van die voorkeur van diere vir habitatte met oop strukture sou dus onvermydelik gemaak word.

Om dan vir sodanige oorskatting te korrigeer, is gemiddelde indekswaardes vir die digtheid en die persentasie kroonverspreiding van die houtagtige plantegroei per hoogtevlak en per plantgemeenskap vanaf die gegewens afkomstig uit die struktuuropname wat deur middel van die Varieerbare Kwadrantperseelmetode (Coetzee & Gertenbach, 1977) uitgevoer is, bereken. As 'n voorbeeld word in Tabel 20 aangetoon hoedat die gemiddelde indekswaardes vir die 2 m hoogtevlak bereken is.

Tabel 19: Die oppervlaktes van die plantgemeenskappe in die Atherstone Natuurreservaat, Noordwes-Transvaal, die afstande wat binne die habitatte vir die doel van habitatsvoorkeurstudies afgelê is en die persentasies van die totale.

PLANTGEMEENSAP/HABITAT	OPPERVLAKTE		AFSTAND	
	ha	%	km	%
<u>Stipagrostis uniplumis-Terminalia sericea</u> Kort Oop Boomveld	483	3,6	59,1	1,5
<u>Grewia bicolor-Combretum apiculatum</u> Kort Oop Boomveld	3 443	25,8	1 026,8	25,8
<u>Grewia flava-Acacia erubescens</u> Kort Oop Boomveld	2 838	21,3	976,3	24,5
<u>Cymbopogon validus-Acacia nilotica</u> Kort Oop Boomveld	3 457	25,9	1 060,9	26,7
<u>Ischaemum afrum-Acacia tenuispina</u> Kort Oop Boomveld	3 104	23,3	855,6	21,5
Totaal	13 325	99,9	3 978,7	100,0

Tabel 20: Gemiddelde indekswaardes per plantgemeenskap op grond van die indekswaardes vir die persentasie kroonverspreiding en die digtheid van houtagtige spesies soos dit deur middel van die Varieerbare Kwadrantperseelmetode (Coetzee & Gertenbach, 1977) in die Atherstone Natuurreservaat, Noord-Transvaal, vir die 2 m hoogtevlak bepaal is.

PLANTGEMEENSAP	PERSENTASIE		DIGTHEID		GEMIDDELDE
	KROONVERSPREIDING				
	%	Indekswaarde	Individue/ha	Indekswaarde	
<u>Stipagrostis uniplumis-Terminalia sericea</u> Kort Oop Boomveld	5,43	0,36	104,5	0,25	0,31
<u>Grewia bicolor-Combretum apiculatum</u> Kort Oop Boomveld	14,99	1,00	411,0	1,00	1,00
<u>Grewia flava-Acacia erubescens</u> Kort Oop Boomveld	9,59	0,64	98,25	0,24	0,44
<u>Cymbopogon validus-Acacia nilotica</u> Kort Oop Boomveld	13,52	0,90	132,0	0,32	0,61
<u>Ischaemum afrum-Acacia tenuispina</u> Lae Oop Boomveld	4,07	0,27	16,0	0,04	0,16

Vir elke diersoort is 'n toepaslike hoogtevlak wat met die volwasse dier se lyfhoogte korreleer, gekies. Hiervolgens is die 0,5 m hoogtevlak aan die vlakvark, die 1,0 m hoogtevlak aan die rooibok, die 3,0 m hoogtevlak aan die kameelperd en die 2,0 m hoogtevlak aan al die ander diersoorte in Tabel 21, toegeken. Die berekende indeks waarde van 'n toepaslike hoogtevlak in 'n plantgemeenskap is met die waargenome aantal individue van 'n diersoort in 'n plantgemeenskap vermenigvuldig alvorens die geweegde digtheid van die diersoort in terme van die aantal individue per 500 km gery, uitgedruk is (Tabel 21). Sodoende is die waargenome getalle in habitatte met oper strukture progressief verminder en is statisties ontleedbare resultate verkry (Welding*, pers. med.).

Aangesien alle habitatte gereeld besoek is, kan die digthede van die diersoorte in die vyf plantgemeenskappe relatief tot die oppervlaktes (afstande gery deur elke gemeenskap), as 'n geweegde aanduiding van die habitatsvoorkeure van die verskillende diersoorte beskou word. Ten einde die data in Tabel 21 as hoë digtheid, gemiddelde digtheid en lae digtheid vir elke diersoort afsonderlik te kategoriseer, is die verskil tussen die hoogste waarde en die laagste waarde vir 'n spesifieke diersoort deur drie gedeel. Alle waardes wat in die boonste derde geval het, is as hoë digtheid gekategoriseer en 'n soortgelyke prosedure is vir die middelste en onderste derdes gevolg om gemiddelde en lae digthede te kategoriseer. 'n Chi-kwadraattoets (Snedecor & Cochran, 1967 en Van Ark, 1981) is op alle moontlike kombinasies van plantgemeenskappe en seisoene per diersoort uitgevoer ten einde die betekenisvolheid van die verskille te kan bepaal (Tabelle 22 & 23).

*Mnr. M. Welding, Afdeling Data- en Biometriese Dienste, P/Sak X250, 0001 Pretoria.

Tabel 21: Die relatiewe digtheid (individue per 500 km) van diersoorte in die reën- en in die droë seisoen in elk van die vyf habitatte in die Atherstone Natuurreservaat, Noordwes-Transvaal, vanaf November 1984 tot Oktober 1985. (H = hoog, G = gemiddeld, L = laag).

DIERSOORT	HABITAT* EN SEISOEN													
	1		2		3		4		5					
	REÛNSEISOEN	DROË SEISOEN	REÛNSEISOEN	DROË SEISOEN	REÛNSEISOEN	DROË SEISOEN	REÛNSEISOEN	DROË SEISOEN	REÛNSEISOEN	DROË SEISOEN				
Bontkwagga	28 G	15 L	28 G	5 L	5 L	64 H	5 L	68 H	64 H	68 H	-	-	-	-
Vlakvark	8 L	163 H	36 L	35 L	108 H	163 H	41 L	84 G	140 G	50 G				
Kameelperd	-	-	13 G	-	19 G	30 H	8 L	-	5 L	5 L				
Blouwildebees	-	64 G	14 L	-	146 H	153 H	43 L	23 L	5 L	23 L				
Rooihartbees	-	-	26 L	17 L	9 L	13 L	57 H	77 H	38 G	28 G				
Tsessebe	-	-	-	-	34 H	39 H	-	-	-	1 L				
Rooibok	-	63 L	788 H	464 G	211 L	243 L	832 H	748 H	87 L	215 L				
Swartwitpens	-	81 H	-	35 G	51 G	27 G	38 G	13 L	18 L	19 L				
Gemsbok	-	-	9 L	28 H	34 H	18 G	4 L	12 G	0 L	5 L				
Koedoe	-	-	18 L	74 H	13 L	22 L	27 G	32 G	24 L	28 G				
Eland	-	71 H	8 L	33 G	45 G	34 G	7 L	7 L	7 L	14 L				
Waterbok	-	35 G	6 L	1 L	92 H	86 H	-	-	-	2 L				

- * Sleutel: 1 = Stipagrostis uniplumis-Terminalia sericea Kort Oop Boomveld
 2 = Grewia bicolor-Combretum apiculatum Kort Oop Boomveld
 3 = Grewia flava-Acacia erubescens Kort Oop Boomveld
 4 = Cymbopogon validus-Acacia nilotica Kort Oop Boomveld
 5 = Ischaemum afrum-Acacia tenuispina Lae Oop Boomveld

Tabel 22: Die vlak van betekenis (p-waarde) van die verskille in die relatiewe digthede van diersoorte tussen plantgemeenskappe en binne seisoene soos wat dit met die Chi-kwadraattoets (Van Ark, 1981) vir die periode November 1984 tot Oktober 1985 in die Atherstone Natuurreservaat, Noordwes-Transvaal, bepaal is.

DIERSOORT	SEISOEN	P-WAARDES VIR KOMBINASIES VAN PLANTGEMEENSKAPPE GETOETS *									
		1+2	1+3	1+4	1+5	2+3	2+4	2+5	3+4	3+5	4+5
Bontkwagga	Reënseisoen	<0,01	<0,01	-	-	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	-
	Droë seisoen	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	-	-	<0,01	<0,01	-
Vlakovark	Reënseisoen	<0,05	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	-	<0,01	<0,01	-	<0,01
	Droë seisoen	<0,01	-	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	-	<0,01	<0,01	<0,01
Kameelperd	Reënseisoen	<0,01	<0,01	<0,01	-	-	-	-	-	<0,01	-
	Droë seisoen	-	<0,01	-	-	<0,01	-	-	<0,01	<0,01	-
Blouwidebees	Reënseisoen	<0,01	<0,01	<0,01	-	<0,01	<0,01	-	<0,01	<0,01	<0,01
	Droë seisoen	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	-
Rooihartbees	Reënseisoen	<0,01	<0,01	<0,01	<0,10	<0,01	<0,01	-	<0,01	<0,01	-
	Droë seisoen	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	-	<0,01	-	<0,01	<0,05	<0,01
Tsessebe	Reënseisoen	-	<0,01	-	-	<0,01	-	-	<0,01	<0,01	-
	Droë seisoen	-	<0,01	-	-	<0,01	-	-	<0,01	<0,01	-
Rooibok	Reënseisoen	<0,01	<0,01	<0,01	-	<0,01	-	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01
	Droë seisoen	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	-	<0,01
Swartwitpens	Reënseisoen	-	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	-	<0,01	<0,05
	Droë seisoen	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	-	<0,01	-	-	-	-

* Sleutel soos vir Tabel 20

Tabel 23: Die vlak van betekenis (p-waarde) van verskille in die geweege digthede van diersoorte binne plantgemeenskappe tussen die reënseisoen en die droë seisoen soos wat dit met die Chi-kwadraattoets (Van Ark, 1981) vir die periode November 1984 tot Oktober 1985 in die Atherstone Natuurreservaat, Noordwes-Transvaal, bepaal is. 'n P-waarde 0,05 beteken dat daar betekenisvolle seisoenale beweging van diere binne 'n plantgemeenskap plaasgevind het.

DIERSOORT	P-WAARDES PER PLANTGEMEENSKAP *				
	1	2	3	4	5
Bontkwagga	<0,01	<0,05	-	-	-
Vlakvark	<0,01	-	<0,01	<0,01	<0,01
Kameelperd	-	<0,01	-	<0,01	-
Blouwildebees	<0,01	<0,01	-	<0,05	<0,01
Rooihartbees	-	-	-	-	-
Tsessebe	-	-	-	-	-
Rooibok	<0,01	<0,01	-	-	<0,01
Swartwitpens	<0,01	<0,01	<0,05	<0,01	-
Gemsbok	-	<0,01	-	-	-
Koedoe	-	<0,01	-	-	-
Eland	<0,01	<0,01	-	-	-
Waterbok	<0,01	-	-	-	-

* Sleutel soos vir Tabel 20

RESULTATE

Die resultate van die studie oor die habitatsvoorkeure van diersoorte in die Atherstone Natuurreservaat wat vanaf November 1984 tot Oktober 1985 uitgevoer is, word in Tabelle 21, 22 en 23 saamgevat. Die opvallendste verskynsels in Tabelle 21, 22 en 23 word hiernaas per diersoort uitgelig:

* Bontkwagga

Die bontkwagga benut die Crewia flava-Acacia erubescens Kort Oop Boomveld teen hoë digthede in beide seisoene. Die Stipagrostis uniplumis-Terminalia sericea Kort Oop Boomveld word teen 'n gemiddelde digtheid in die droë seisoen benut en die Crewia bicolor-Combretum apiculatum Kort Oop Boomveld word in beide seisoene teen lae digthede benut. Die Cymbopogon validus-Acacia nilotica Kort Oop Boomveld en die Ischaemum afrum-Acacia tenuispina Lae Oop Boomveld word geensins benut nie. Die Stipagrostis uniplumis-Terminalia sericea Kort Oop Boomveld word glad nie in die reënseisoen benut nie.

Die Stipagrostis uniplumis-Terminalia sericea Kort Oop Boomveld word in die reënseisoen betekenisvol meer benut ($P < 0,05$) as in die droë seisoen.

* Vlakvark

Die Crewia flava-Acacia erubescens Kort Oop Boomveld word in beide seisoene en die Stipagrostis uniplumis-Terminalia sericea Kort Oop Boomveld word in die droë seisoen teen hoë digthede deur vlakvarke benut. Die Ischaemum afrum-Acacia tenuispina Lae Oop Boomveld word in beide seisoene en die Cymbopogon validus-Acacia nilotica Kort Oop Boomveld in die droë seisoen teen gemiddelde digthede benut.

Die Crewia bicolor-Combretum apiculatum Kort Oop Boomveld

word in beide seisoene en die Stipagrostis uniplumis-Terminalia sericea Kort Oop Boomveld asook die Cymbopogon validus-Acacia nilotica Kort Oop Boomveld in die reënseisoen teen lae digthede benut.

Die Stipagrostis uniplumis-Terminalia sericea, die Grewia flava-Acacia erubescens en die Cymbopogon validus Acacia nilotica Kort Oop Boomveld word in die droë seisoen betekenisvol meer benut ($P < 0,01$) as in die reënseisoen. Die Ischaemum afrum-Acacia tenuispina Lae Oop Boomveld word in die reënseisoen betekenisvol meer benut ($P < 0,01$) as in die droë seisoen.

* Kameelperd

Die kameelperd benut die Grewia flava-Acacia erubescens Kort Oop Boomveld in die droë seisoen teen 'n hoë digtheid. Die Grewia bicolor-Combretum apiculatum en die Grewia flava-Acacia erubescens Kort Oop Boomveld word in die reënseisoen teen gemiddelde digthede benut. Die Ischaemum afrum-Acacia tenuispina Lae Oop Boomveld word in beide seisoene en die Cymbopogon validus-Acacia nilotica Kort Oop Boomveld word in die reënseisoen teen lae digthede benut. Die Stipagrostis uniplumis-Terminalia sericea Kort Oop Boomveld word in beide seisoene en die Grewia bicolor-Combretum apiculatum sowel as die Cymbopogon validus-Acacia nilotica Kort Oop Boomveld word in die, droë seisoen glad nie benut nie.

Die Grewia bicolor-Combretum apiculatum en die Cymbopogon validus-Acacia nilotica Kort Oop Boomveld word in die reënseisoen betekenisvol meer benut ($P < 0,01$) as in die droë seisoen.

* Blouwildebees

Die blouwildebees benut die Grewia flava-Acacia erubescens

Kort Oop Boomveld teen 'n hoë digtheid in beide seisoene. Die Stipagrostis uniplumis-Terminalia sericea Kort Oop Boomveld word in die droë seisoen teen gemiddelde digthede benut. Die Cymbopogon validus-Acacia nilotica Kort Oop Boomveld en die Ischaemum afrum-Acacia tenuispina Lae Oop Boomveld word in beide seisoene en die Grewia bicolor-Combretum apiculatum Kort Oop Boomveld word in die reënseisoen teen lae digthede benut. Die Stipagrostis uniplumis-Terminalia sericea Kort Oop Boomveld word in die reënseisoen en die Grewia bicolor-Combretum apiculatum Kort Oop Boomveld word in die droë seisoen glad nie benut nie. Die Stipagrostis uniplumis-Terminalia sericea Kort Oop Boomveld en die Ischaemum afrum-Acacia tenuispina Lae Oop Boomveld word in die droë seisoen betekenisvol meer benut ($P < 0,01$) as in die reënseisoen. Die Grewia bicolor-Combretum apiculatum Kort Oop Boomveld ($P < 0,01$) en die Cymbopogon validus-Acacia nilotica Kort Oop Boomveld ($P < 0,05$) word in die reënseisoen betekenisvol meer benut as in die droë seisoen.

* Rooihartbees

Die rooihartbees benut die Cymbopogon validus-Acacia nilotica Kort Oop Boomveld in beide seisoene teen hoë digthede. Die Ischaemum afrum-Acacia tenuispina Lae Oop Boomveld word in beide seisoene en die Grewia bicolor-Combretum apiculatum Kort Oop Boomveld word in die reënseisoen teen gemiddelde digthede benut. Die Grewia flava-Acacia erubescens Kort Oop Boomveld word in beide seisoene en die Grewia bicolor-Combretum apiculatum Kort Oop Boomveld word in die droëseisoen teen lae digthede benut. Die Stipagrostis uniplumis-Terminalia sericea Kort Oop Boomveld word glad nie benut nie. Geen betekenisvolle seisoenale verskille ($P > 0,05$) is binne plantgemeenskappe aangetref nie.

* Tsessebe

Die tsessebe benut die Grewia flava-Acacia erubescens Kort Oop Boomveld teen hoë digthede in beide seisoene. Die Stipagrostis uniplumis-Terminalia sericea Kort Oop Boomveld word in die droë seisoen teen 'n lae digtheid benut. Die Stipagrostis uniplumis-Terminalia sericea, die Grewia bicolor-Combretum apiculatum en die Cymbopogon validus-Acacia nilotica Kort Oop Boomveld word in beide seisoene en die Ischaemum afrum-Acacia nilotica Lae Oop Boomveld word in die reënseisoen glad nie benut nie.

Geen betekenisvolle seisoenale verskille ($P > 0,05$) is binne plantgemeenskappe aangetref nie.

* Rooibok

Die rooibok benut die Cymbopogon validus-Acacia nilotica Kort Oop Boomveld in beide seisoene en die Grewia bicolor-Combretum apiculatum Kort Oop Boomveld in die reënseisoen teen hoë digthede. Die Grewia bicolor-Combretum apiculatum Kort Oop Boomveld word in die droë seisoen teen lae digthede benut. Die Grewia flava-Acacia erubescens Kort Oop Boomveld en die Ischaemum afrum-Acacia tenuispina Lae Oop Boomveld word in beide seisoene en die Stipagrostis uniplumis Kort Oop Boomveld word in die droë seisoen teen lae digthede benut. Die Stipagrostis uniplumis-Terminalia sericea Kort Oop Boomveld word in die reënseisoen glad nie benut nie.

Die Stipagrostis uniplumis-Terminalia sericea Kort Oop Boomveld en die Ischaemum afrum-Acacia tenuispina Lae Oop Boomveld word in die droë seisoen betekenisvol meer benut ($P < 0,01$) as in die reënseisoen. Die Grewia bicolor-Combretum apiculatum Kort Oop Boomveld word in die reënseisoen betekenisvol meer benut ($P < 0,01$) as in die droë seisoen.

* Swartwitpens

Die swartwitpens is teen 'n hoë digtheid in die droë seisoen in die Stipagrostis uniplumis-Terminalia sericea Kort Oop Boomveld aangetref. Die Grewia flava-acacia erubescens Kort Oop Boomveld word in beide seisoene, die Grewia bicolor-Combretum apiculatum Kort Oop Boomveld word in die droë seisoen en die Cymbopogon validus-Acacia nilotica Kort Oop Boomveld word in die reënseisoen teen gemiddelde digthede benut. Die Ischaemum afrum-Acacia tenuispina Lae Oop Boomveld word in beide seisoene en die Cymbopogon validus-Acacia nilotica Kort Oop Boomveld word in die droë seisoen teen lae digthede benut. Die Stipagrostis uniplumis-Terminalia sericea en die Grewia bicolor-Combretum apiculatum Kort Oop Boomveld word in die reënseisoen glad nie benut nie.

Die Stipagrostis uniplumis-Terminalia sericea en die Grewia bicolor-Combretum apiculatum Kort Oop Boomveld word in die droë seisoen betekenisvol meer ($P < 0,01$) benut as in die reënseisoen. Die Grewia flava-Acacia erubescens Kort Oop Boomveld ($P < 0,05$) en die Cymbopogon validus-Acacia erubescens Kort Oop Boomveld ($P < 0,01$) word in die reënseisoen betekenisvol meer benut as in die droë seisoen.

* Gemsbok

Die gemsbok benut die Grewia bicolor-Combretum apiculatum Kort Oop Boomveld in die droë seisoen en die Grewia flava-Acacia erubescens Kort Oop Boomveld in die reënseisoen teen hoë digthede. Die Grewia flava-Acacia erubescens en die Cymbopogon validus-Acacia nilotica Kort Oop Boomveld word in die droë seisoen teen gemiddelde digthede benut. Die Ischaemum afrum-Acacia tenuispina Lae Oop Boomveld word in beide seisoene en die Grewia bicolor-Combretum apiculatum en die Cymbopogon validus-Acacia nilotica Kort Oop Boomveld

word in die reënseisoen teen lae digthede benut. Die Stipagrostis uniplumis-Terminalia sericea Kort Oop Boomveld word glad nie benut nie.

Die Grewia bicolor-Combretum apiculatum Kort Oop Boomveld word in die droë seisoen betekenisvol meer benut ($P < 0,01$) as in die reënseisoen.

* Koedoe

Die koedoe benut die Grewia bicolor-Combretum apiculatum Kort Oop Boomveld in die droë seisoen teen 'n hoë digtheid. Die Cymbopogon validus-Acacia nilotica Kort Oop Boomveld word in beide seisoene en die Ischaemum afrum-Acacia tenuispina Lae Oop Boomveld word in die droë seisoen teen gemiddelde digthede benut. Die Grewia flava-Acacia erubescens Kort Oop Boomveld word in beide seisoene en die Grewia bicolor-Combretum apiculatum Kort Oop Boomveld en die Ischaemum afrum-Acacia tenuispina Lae Oop Boomveld word in die reënseisoen teen lae digthede benut. Die Stipagrostis uniplumis-Terminalia sericea Kort Oop Boomveld word glad nie benut nie.

Die Grewia bicolor-Combretum apiculatum Kort Oop Boomveld word in die droë seisoen betekenisvol meer benut ($P < 0,01$) as in die reënseisoen.

* Eland

Die eland is teen 'n hoë digtheid in die droë seisoen in die Stipagrostis uniplumis-Terminalia sericea Kort Oop Boomveld aangetref. Die Grewia flava-Acacia erubescens Kort Oop Boomveld word in beide seisoene en die Grewia bicolor-Combretum apiculatum Kort Oop Boomveld word in die droë seisoen teen gemiddelde digthede benut. Die Cymbopogon validus-Acacia nilotica Kort Oop Boomveld en die Ischaemum afrum-Acacia tenuispina Lae Oop Boomveld word in beide

seisoene en die Grewia bicolor-Combretum apiculatum Kort Oop Boomveld word in die reënseisoen teen lae digthede benut. Die Ischaemum afrum-Acacia tenuispina Lae Oop Boomveld word in die reënseisoen glad nie benut nie. Die Stipagrostis uniplumis-Terminalia sericea en die Grewia bicolor-Combretum apiculatum Kort Oop Boomveld is in die droë seisoen betekenisvol meer benut ($P < 0,01$) as in die reënseisoen.

* Waterbok

Die waterbok benut die Grewia flava-Acacia erubescens Kort Oop Boomveld in beide seisoene teen hoë digthede. Die Stipagrostis uniplumis-Terminalia sericea Kort Oop Boomveld word teen gemiddelde digthede in die droë seisoen benut. Die Grewia bicolor-Combretum apiculatum Kort Oop Boomveld word in beide seisoene en die Ischaemum afrum-Acacia tenuispina Lae Oop Boomveld word in die droë seisoen teen lae digthede benut. Die Cymbopogon validus-Acacia nilotica Kort Oop Boomveld word in beide seisoene en die Stipagrostis uniplumis-Terminalia sericea Kort Oop Boomveld en die Ischaemum afrum-Acacia tenuispina Lae Oop Boomveld word in die reënseisoen glad nie benut nie.

Die Stipagrostis uniplumis-Terminalia sericea Kort Oop Boomveld word in die droë seisoen betekenisvol meer benut ($P < 0,01$) as in die reënseisoen.

BESPREKING

METODES

Die metode wat in hierdie studie toegepas is om die habitatsvoorkeure van diersoorte te bepaal, het tot bruikbare en statisties ontleedbare resultate aanleiding gegee (Tabelle 21, 22 en 23). Aangesien dit selde gebeur dat diere in die Atherstone Natuurreservaat nie vlug vir 'n naderende voertuig

nie, het die beginsel om alle waargenome diere ongeag die afstand wat dit vanaf die pad waargeneem word aan te teken, daartoe aanleiding gegee dat gissings oor die oorspronklike afstand vanaf die pad voordat die dier op die vlug geslaan het, vermy is. Die probleem wat ontstaan het deurdat die waarnemer in oper plantgemeenskappe verder kon sien as in meer digter plantgemeenskappe en gevolglik potensieel meer diere in oper plantgemeenskappe sou kon waarneem, is oorbrug deur indekswaardes vanaf die plantegroeistruktuurdata te bereken.

Hoewel die roetes willekeurig gekies is en daarom deur die persoonlike voorkeure van die waarnemer beïnvloed kon word, is die data vergelykbaar gemaak deur die afstande wat per plantgemeenskap afgelê is aan die aantal individue wat waargeneem is, te koppel en dit dan as individue per 500 km gery, uit te druk. Die syfer 500 km is gekies aangesien die afstande wat per seisoen in elke plantgemeenskap afgelê is, algemeen rondom 500 km gewissel het. Alle habitate is maandeliks voldoende gemonitor hoewel die relatiewe afstande wat maandeliks gereis is, varieer het. Die geweegde digthede in Tabel 21 is gevolglik realistiese syfers en vergelykbaar vir statistiese doeleindes.

Daar moet egter op gelet word dat hoewel die data in Tabel 21 vir verskille in die sigbaarheid van diere vir die waarnemer tussen plantgemeenskappe gekorrigeer is, is die data nie gekorrigeer vir verskille in die sigbaarheid van diere vir die waarnemer binne dieselfde plantgemeenskap maar tussen seisoene nie. Laasgenoemde verskille kan tussen seisoene ontstaan weens die bladwisselende geaardheid van die plantegroei sodat daar in verhouding moontlik meer diere gedurende die droë seisoen waargeneem sal word.

'n Verdere faktor wat in gedagte gehou behoort te word maar wat nie tydens die studie gemeet is nie, is die feit dat jagaktiwiteite gedurende die droë seisoen plaasgevind het.

Die jagaktiwiteite veroorsaak dat die diere algemeen groter vlugafstande handhaaf in die droë seisoen wat moontlik 'n vermindering in die getalle diere wat gedurende die droë seisoen in vergelyking met die reënseisoen waargeneem is, kon veroorsaak het.

Op grond van die waarskynlikheid van positiewe en negatiewe invloede, deur onderskeidelik die bladwisselende plantegroei en die jagaktiwiteite, op die aantalle wild wat gedurende die droë seisoen waargeneem is, is geredeneer dat die verstrengelde invloede van die bladwisselende plantegroei en die jagaktiwiteite teenwerkend teenoor mekaar optree. Die nulhipotese dat die gesamentlike geweegde digthede in al die habitatte vir 'n diersoort nie tussen seisoene sal verskil nie, is gestel en deur middel van die chi-kwadraattoets (Van Ark, 1981) in Tabel 24 getoets.

Die nulhipotese is geldig vir die bontkwagga, kameelperd, blouwildebees, rooihartbees, tsessebe, gemsbok en waterbok (Tabel 24). Die betekenisvol hoër geweegde digthede van vlakvarke en koedoes binne die reservaat gedurende die droë seisoen ($P < 0,01$), kan waarskynlik verklaar word aan die hand daarvan dat vlakvarke en koedoes vanaf die omliggende omgewing rondom die studiegebied as gevolg van intensiewer jagaktiwiteite en die swakker veldtoestande aldaar, die reservaat binnegekom het. Die betekenisvol hoër geweegde digthede van swartwitpense en elande in die reservaat gedurende die droë seisoen ($P < 0,01$) is egter moeilik om te verklaar. Daarenteen kan die betekenisvol hoër geweegde digtheid van rooibokke in die reënseisoen ($P > 0,01$) waarskynlik verklaar word aan die hand van hul sosiale gedrag. Gedurende die reënseisoen vorm rooibokke groot troppe in teenstelling met die droë seisoen wanneer die rooibokke in kleiner troppe verdeel. Die groter troppe wat in die reënseisoen aangetref word, is meer opvallend en dit het waarskynlik die getalle wat waargeneem is, verhoog.

Tabel 24: Die seisoenale relatiewe digthede (individue per 500 km) van diersoorte in die Atherstone Natuurreservaat en die vlak van betekenis (p-waarde) van die verskille tussen seisoene soos met die Chi-kwadraattoets (Van Ark, 1981) vir die tydperk November 1984 tot Oktober 1985 bepaal.

WILDSOORT	SEISOENALE RELATIEWE DIGTHEID		VLAK VAN BETEKENIS (P-WAARDE) VAN DIE SEISOENALE VERSKIL
	Reënseisoen	Droë seisoen	
	Bontkwagga	79,5	
Vlakvark	341,5	493,5	< 0,01
Kameelperd	43,5	35,0	-
Blouwildebees	256,0	212,0	-
Rooihartbees	129,0	133,5	-
Tsessebe	34,0	39,0	-
Rooibok	1917,0	1731,5	< 0,01
Swartwitpens	106,0	175,0	< 0,01
Gemsbok	46,5	62,0	-
Koedoe	80,0	156,0	< 0,01
Eland	66,0	158,0	< 0,01
Waterbok	97,5	123,0	-

Uit die bostaande bespreking van die resultate in Tabel 24 wil dit dus voorkom asof die verstrengelingsinvloede van die bladwisselende plantegroei en die jagaktiwiteit in die droë seisoen oor die algemeen mekaar kanselleer. 'n Mate van onsekerheid bestaan egter oor die geldigheid daarvan om vergelykings tussen seisoene vir die geweegde digthede van die swartwitpens en die eland in die studie te tref.

Daar moet egter op gelet word dat die geweegde digthede van diersoorte anders as die rooibok in die Stipagrostis uniplumis-Terminalia sericea Kort Oop Boomveld in Tabel 21 moontlik 'n skewe beeld van die werklikheid kan wees. Die redes daarvoor is as volg:

- * Hoewel die plantgemeenskap op 35 afsonderlike geleenthede vir die studiedoeleindes besoek is, was die gemiddelde afstand wat per besoek afgelê is, slegs 1,7 km. Dit is deur die geografiese vorm en grootte van die habitat (Figuur 12) en die ligging van die voertuigpaaie veroorsaak.
- * Die totale afstand wat in die Stipagrostis uniplumis-Terminalia sericea Kort Oop Boomveld vir die studiedoeleindes afgelê is, was slegs 59,1 km. Vir die doel van vergelykbare resultate is die gegewens in Tabel 21 egter per 500 km uitgedruk. Die eenmalige waarneming van 'n trop van 23 swartwitpense en 'n trop van 20 elande in die plantgemeenskap het gevolglik tot relatief hoë digtheidsyfers in Tabel 21 vir die genoemde wildsoorte aanleiding gegee.

DIE STIPAGROSTIS UNIPLUMIS-TERMINALIA SERICEA KORT OOP BOOMVELD

In Tabel 21 kan gesien word dat die Stipagrostis uniplumis-Terminalia sericea Kort Oop Boomveld teen lae digthede deur vlakvarke en gemiddelde digthede deur bontkwaggas in die reënseisoen benut is en dat geen ander diersoorte die

plantgemeenskap gedurende die reënseisoen benut het nie. Hierdie vermyding van die Stipagrostis uniplumis-Terminalia sericea Kort Oop Boomveld in die reënseisoen, kan moontlik daaraan toegeskryf word dat daar genoeg smaakliker weiding in die ander plantgemeenskappe tydens die aktiewe groeiseisoen aanwesig is. Dit lyk egter na 'n paradoks wanneer dit terselfdertyd in ag geneem word dat die veldtoestandtsyfer van die genoemde plantgemeenskap soos wat dit met die smaaklikheidsmetode bepaal is (Hoofstuk 7), die hoogste van al vyf die plantgemeenskappe is (Tabel 10).

Volgens Coetzee (1971) is die smaaklikheid en voedingswaarde van plantsoorte op sandgronde laer as op kleigronde. Dit wil dus voorkom asof die grasspesies wat in Hoofstuk 7 as "baie smaaklik" en "relatief smaaklik" geklassifiseer is, nie dieselfde klassifikasie vir die vergelyking van veldtoestandtsyfers tussen sandgrondplantegroei en kleigrondplantegroei behoort te ontvang nie. Sodanige afleiding kan gemaak word uit die verskynsel dat hoewel die verhouding van smaaklike tot onsmaaklike grassoorte in die Stipagrostis uniplumis-Terminalia sericea Kort Oop Boomveld wat op sandgrond geleë is (Hoofstuk 6) beter is as by die ander plantgemeenskappe, die diere klaarblyklik voorkeur gee aan die ander plantgemeenskappe wat op gronde met 'n hoër klei-inhoud geleë is (Tabel 21) en wat ook 'n hoër mineraalinhoud vertoon (Tabel 8).

Uit Tabelle 11 tot 15 volg dat die hoeveelheid blaarmateriaal wat in die 0,5 m en 1,0 m hoogtevlakke van die Stipagrostis uniplumis-Terminalia sericea Kort Oop Boomveld gesamentlik beskikbaar is, 237% meer as die gemiddelde syfer vir dieselfde hoogtevlakke van die ander plantgemeenskappe is. Aangesien dit gevind is dat die rooibok se dieet in 'n breëblarige savanne 45% blare bevat (Skinner, et al., 1984), sou 'n mens kon verwag dat die plantgemeenskap 'n voorkeurhabitat vir rooibokke sou wees. In Tabel 21 kan die teenoorgestelde tendens waargeneem word. Drie redes kan vir hierdie

verskynsel aangevoer word, naamlik:

- * Rooibokke is selektiewe grasbeweiers (Bothma & Van Rooyen, 1986) vir 55% van hul dieet (Skinner, et al., 1984) en die laer voedingswaarde van die grassoorte op die sandgrond (Coetzee, 1971) lei tot vermyding van die plantgemeenskap.
- * Grewia flava alleen voorsien 93% van die beskikbare blaarmateriaal in die 0,5 m en 1,0 m hoogtevlakke gesamentlik (Tabel 11) en die moontlikheid dat Grewia flava nie 'n voorkeurspesie vir rooibokke is nie kan geopper word.
- * Werklike getalle is nie beskikbaar nie maar rooibokke se getalle is in die omgewing van die Stipagrostis uniplumis-Terminalia sericea Kort Oop Boomveld voor die aanvang van die studietydperk deur oes verminder (Atherstone, pers. med.).

Op grond van die bostaande bespreking kan dit aangeneem word dat die Stipagrostis uniplumis-Terminalia sericea Kort Oop Boomveld weens die laer grondvrugbaarheid van die sandgrond (Hoofstuk 6), ook 'n laer weikapasiteit as die ander plantgemeenskappe het. Die relatief laer benutting van die plantgemeenskap deur die meeste diersoorte (Tabel 21), beklemtoon hierdie aspek van die plantgemeenskap.

DIE GREWIA BICOLOR-COMBRETUM APICULATUM KORT OOP BOOMVELD

Daar is 'n algemene tendens dat grasbeweiers soos die bontkwagga, vlakvark, blouwildebees, rooihartbees, tsessebe en waterbok die Grewia bicolor-Combretum apiculatum Kort Oop Boomveld totaal of gedeeltelik vermy (Tabel 21). Twee moontlike verklarings kan vir die tendens aangebied word, naamlik:

- * Die swak veldtoestand van die grasstratum soos deur die

ekologiese metode bepaal is, is die swakste van al vyf plantgemeenskappe (Tabel 10) en kan moontlik tot die vermydingsgedrag van die grasbeweiders aanleiding gee.

- * Die struktuur van die plantgemeenskap (Figuur 8) is van so 'n aard dat sigbaarheid veral in die 2 m hoogtevlak relatief tot die ander plantgemeenskappe waarskynlik drasties verlaag word hoewel sigbaarheid as sulks nie bestudeer is nie. Dit mag wees dat die lae sigbaarheid in die Grewia bicolor-Combretum apiculatum Kort Oop Boomveld wel die plantgemeenskap as 'n habitat minder aanvaarbaar maak vir sekere wildsoorte. Indien dit wel die geval is, sou dit neerkom op 'n weerspreking van Ferrar & Walker (1974) se mening dat die fisiese struktuur van die plantegroei minder belangrik vir die ekologiese skeiding van herbivore is.

Die Grewia bicolor-Combretum apiculatum Kort Oop Boomveld is egter wat die blaar- en gemengde vreters betref in die reënseisoen 'n voorkeurhabitat vir die kameelperd en rooibok en in die droë seisoen 'n voorkeurhabitat vir die gemsbok en koedoe (Tabel 21). Dit kan ook gesien word dat die eland se geweegde digtheid vanaf laag in die reënseisoen tot gemiddeld in die droë seisoen betekenisvol verhoog het (Tabelle 21 en 23).

Dit is weliswaar moeilik om die bogenoemde verskynsels wat die blaar- en die gemengde vreters in die Grewia bicolor-Combretum apiculatum Kort Oop Boomveld betref, op grond van tendense te verklaar. Vier aspekte van die plantgemeenskap kan moontlik 'n rol speel in die seisoenale voorkeure van diersoorte, naamlik:

- * Die plantegroei is hoofsaaklik bladwisselend en die immergroen en semi-immergroen spesies dra slegs 6,5% tot die totale beskikbare blaarmateriaal in die plantgemeenskap by (Tabel 12).

- * Die beskikbaarheid van blaarmateriaal in die 2 m hoogtevlak van die plantgemeenskap is die hoogste van al die plantgemeenskappe (Tabelle 11 tot 15).
- * Die sigbaarheid in die 2 m hoogtevlak van die Grewia bicolor-Combretum apiculatum Kort Oop Boomveld is volgens die berekenings in Tabel 20 die laagste van al die habitatte.
- * Die plantgemeenskap is op die hoër liggende gedeeltes van die studiegebied geleë (Suid-Afrika, 1:50000 Velle) en weens die dreinerings van koue lug word waarskynlik hoër minimumtemperatuur as in die ander plantgemeenskappe ondervind.

Hierdie laasgenoemde aspek verklaar moontlik die skerp styging in die relatiewe digtheid van koedoes in die Grewia bicolor-Combretum apiculatum Kort Oop Boomveld gedurende die droë seisoen (Tabel 21) wanneer die laer wintertemperature in die studiegebied ondervind word. Volgens Simpson (1972) word koedoes se bewegings deur lae omgewingstemperatuur beperk. Hoedat die eersgenoemde twee aspekte (betreffende die lae bydrae van die immergroen en semi-immergroen spesies tot die totale beskikbare blaarmateriaal en die hoeveelheid beskikbare blaarmateriaal in die 2 m stratum wat slegs die groter blaar- en gemengde vreters beïnvloed,) die habitatsvoorkeure van die diersoorte beïnvloed, is egter op hierdie stadium onduidelik. Die moontlikheid bestaan egter dat hierdie plantgemeenskap gedurende die droë seisoen wat met die jagseisoen gepaard gaan, deur die genoemde diersoorte verkies word as gevolg van die beter skuiling wat deur die plantegroeistruktuur verskaf word.

DIE GREWIA FLAVA-ACACIA ERUBESCENS KORT OOP BOOMVELD.

In Tabel 21 kan gesien word dat nege van die 12 diersoorte in die Grewia flava-Acacia erubescens Kort Oop Boomveld in een

of albei seisoene gemiddelde tot hoë geweege digthede toon. Die drie uitsonderings is die rooihartbees, rooibok en koedoe. Die rooibok en koedoe se getalle in die plantgemeenskap is egter voor die aanvang van die studie deur oes verminder aangesien hul getalle te hoog geraak het (Atherstone, pers. med.). Dit mag dus wees dat die rooibok en die koedoe voorheen 'n voorkeur vir die Eragrostis rigidior-Acacia erubescens Kort Oop Boomveld getoon het.

Betekenisvolle verskille in die seisoenale voorkeure binne die plantgemeenskap is slegs by die vlakvark ($P < 0,01$) en die swartwitpens ($P < 0,05$) gevind (Tabel 23). Daar is egter 'n aanduiding dat kameelperd se geweege digtheid in die Eragrostis rigidior-Acacia erubescens Kort Oop Boomveld in die droë seisoen verhoog ten koste van 'n betekenisvolle verlaging ($P < 0,01$) van geweege digthede van die wildsoort in dieselfde seisoen in beide die Grewia bicolor-Combretum apiculatum Kort Oop Boomveld en die Cymbopogon validus-Acacia nilotica Kort Oop Boomveld. Volgens die resultate in Tabel 18 sou verwag kon word dat die kameelperd tot 'n groter mate voorkeur aan die Cymbopogon validus-Acacia nilotica Kort Oop Boomveld in die droë seisoen sou verleen aangesien die hoogste blaarvreetkapasiteit vir kameelperde in hierdie plantgemeenskap bereken is. Die kameelperde is egter waarskynlik ten tye van die studie deur 'n beesheining verhinder om die plantgemeenskap te benut.

Weens die voorkeur wat die meeste groter diersoorte aan die Eragrostis rigidior-Acacia erubescens Kort Oop Boomveld verleen, kan hierdie plantgemeenskap maklik aan oorbenuiting blootgestel word. Die plantgemeenskap se veldtoestandsyfer soos wat dit met die ekologiese metode bepaal is, is die tweede swakste van die vyf plantgemeenskappe (Tabel 10). Tydens die opstel van bestuursmaatreëls vir die studiegebied sal hierdie potensiële gevaar in gedagte gehou moet word.

DIE CYBOPOGON VALIDUS-ACACIA NILOTICA KORT OOP BOOMVELD.

Die Cymbopogon validus-Acacia nilotica Kort Oop Boomveld is in beide seisoene 'n voorkeurhabitat vir rooihartbeeste en rooibokke terwyl koedoes hierdie plantgemeenskap teen gemiddelde geweegde digthede in albei seisoene benut (Tabel 21). Rooihartbeeste is volgens Kok & Opperman (1975) sensitief vir verskille in veldtoestand en smaaklikheid. Uit Tabel 21 is dit duidelik dat rooihartbeeste in die plantgemeenskappe, wat op die vrugbaarder kleigronde geleë is, (Hoofstuk 6) en wat hoër veldtoestandsyfers (Tabel 10) as die ander plantgemeenskappe opgelewer het, naamlik die Cymbopogon validus-Acacia nilotica Kort Oop Boomveld en die Ischaemum afrum-Acacia tenuispina Lae Oop Boomveld konsentreer.

Die hoë geweegde digthede van rooibokke in die Cymbopogon validus-Acacia nilotica Kort Oop Boomveld word in Hoofstuk 8 onder "Resultate en Bespreking" verklaar na aanleiding van die bydrae van Acacia tortilis tot die totale droëmassa van die blare onder die 2,0 m hoogtevlak (Tabel 14). Die totale vermyding van die Cymbopogon validus-Acacia nilotica Kort Oop Boomveld deur tsessebe en waterbokke is weens 'n tekort aan genoegsame inligting nie verklaarbaar nie. Die vermyding van dieselfde plantgemeenskap deur bontkwaggas kan waarskynlik aan die bestaan van 'n veeheining (tydens die studietydperk) wat bontkwaggas selde indien ooit oorkruis het (Hoofstuk 5), gewyt word.

DIE ISCHAEMUM AFRUM-ACACIA TENUISPINA LAE OOP BOOMVELD.

Die vlakvark en die rooihartbees benut die Ischaemum afrum-Acacia tenuispina Lae Oop Boomveld teen gemiddelde geweegde digthede (Tabel 21) in albei seisoene. Geen diersoort het hierdie plantgemeenskap teen 'n hoë geweegde digtheid benut nie. In terme van die hoë vrugbaarheid van die kleigrond waarop die plantgemeenskap geleë is (Hoofstuk 6), is die lae

benutting daarvan deur grasbeweiers skynbaar teenstrydig. Aangesien die opnames slegs gedurende die dagligperiodes gemaak is, is geen inligting oor die nagtelike aktiwiteite van diersoorte bekend nie. Die moontlikheid bestaan dat sommige diersoorte 'n digter struktuur van houtagtige plantegroei in die 2 m hoogtevlak verkies (Tabel 20) en gevolglik dan snags die Ischaemum afrum-Acacia tenuispina Lae Oop Boomveldmeer intensief benut.

Die betekenisvolle verhoging van die geweege digtheid van rooibokke gedurende die droë seisoen in die Ischaemum afrum-Acacia tenuispina Lae Oop Boomveld kan moontlik verklaar word na aanleiding van die beskikbaarheid van die peule van Acacia tenuispina.

ALGEMEEN

Daar bestaan sterk aanduidings in hierdie studie dat plantegroei-struktuur 'n belangriker rol in die habitatsvoorkeure van diersoorte speel as wat moontlik algemeen aanvaar word. Die assosiasies tussen die habitatsvoorkeure en plantegroei-struktuur alleen is egter nie genoeg stawende bewys vir sodanige gevolgtrekking nie aangesien daar meer faktore by betrokke is en dit nie moontlik is om 'n kontrole-situasie aan te bied nie.

Swartwitpense toon in die droë seisoen 'n betekenisvolle verlaging in geweege digthede in die Grewia flava-Acacia erubescens Kort Oop Boomveld ($P < 0,05$) en die Cymbopogon validus-Acacia nilotica Kort Oop Boomveld ($P < 0,01$) gepaardgaande met betekenisvolle verhogings ($P < 0,01$) in beide die Grewia bicolor-Combretum apiculatum Kort Oop Boomveld en die Stipagrostis uniplumis-Terminalia sericea Kort Oop Boomveld. Grobler (1981) vind dat swartwitpense verkies om nie gras met 'n hoogte van laer as 40 mm te vreet nie. Dit verklaar waarskynlik die seisoenale verskuiwing van swartwitpense na die laasgenoemde twee plantgemeenskappe wat

op suurder en sanderiger gronde geleë is (Hoofstuk 6) en waarvan die graslengte gevolglik gedurende die droë seisoen vir 'n langer periode behoue bly. Hierdie waarneming van seisoenale verskuiwing van swartwitpense kan egter in twyfel getrek word soos wat dit vroeër in hierdie bespreking uitgespel is.

Die voorafgaande bespreking van die habitatsvoorkeure van diersoorte in die studiegebied dui daarop dat algemene reëls vir die habitatsvoorkeure van diersoorte slegs in 'n beperkte mate sal geld. Die algemene reëls wat as geldend vir die voorkeure van diere vir die onderskeie habitatte in die studiegebied voorgestel word, is:

- * Grasbeweiers vermy die suur, onvrugbare sandgronde veral in die reënseisoen. Gedurende die droë seisoen word die grasbeweiers gedwing om sulke habitatte te benut weens die tekort aan voedsel wat in die meer smaaklike habitatte ondervind word en moontlik ook weens die hoër gras wat op die sandgronde in die droë seisoen voorkom (Tabel 21).
- * Rooihartbeeste en koedoes toon 'n betekenisvolle en konstante voorkeur ($P < 0,01$) vir habitatte wat op grondsoorte met 'n kleipersentasie van $> 21\%$ aangetref word (Tabelle 8, 21 en 22).
- * In die breëblarige Crewia bicolor-Combretum apiculatum Kort Oop Boomveld veroorsaak fenologiese gebeure waarskynlik die betekenisvolle seisoenale verskille ($P < 0,01$) wat by al die gemengde- en blaarvreters in die plantgemeenskap aangetref word (Tabel 21 en 23). Aangesien kameelperd- en rooibokgetalle 'n daling en gemsbok-, koedoe- en elandgetalle 'n styging in die droë seisoen toon, kan 'n tendensrigting nie uitgewys word nie. Daarby bestaan daar 'n sterk moontlikheid dat die seisoenale verskuiwing van koedoes as gevolg van omgewingstemperature mag wees en dat die eland se getalleverhoging in die droë seisoen as gevolg

van gebrekkige metodiek foutiewelik aangeteken is. Nogtans is dit slegs in die Grewia bicolor-Combretum apiculatum Kort Oop Boomveld waar betekenisvolle seisoenale verskuiwings vir al die gemengde- en blaarvreters aangeteken is.

- * Die rooihartbees en die tsessebe toon geen seisoenale habitatsvoorkeure nie (Tabelle 21 en 23).
- * Die Cymbopogon validus-Acacia nilotica Kort Oop Boomveld en die Ischaemum afrum-Acacia tenuispina Lae Oop Boomveld is baie soortgelyk in terme van die habitatsvoorkeure van die diersoorte aangesien 17 uit 'n moontlike 24 kombinasies van plantgemeenskap en seisoen geen betekenisvolle verskille ($P < 0,05$) oplewer nie (Tabel 22).
- * Die grootste verskil tussen plantgemeenskappe wat die habitatsvoorkeure van die diersoorte betref, is tussen die Stipagrostis uniplumis-Terminalia sericea Kort Oop Boomveld en die Grewia flava-Acacia erubescens Kort Oop Boomveld waar slegs een kombinasie van plantgemeenskap en seisoen nie betekenisvol verskil ($P < 0,01$) het nie (Tabel 22).
- * Die tsessebe se habitatsvoorkeur is die enigste van die 12 bestudeerde diersoorte in die studiegebied wat geen betekenisvolle verskille ($P > 0,01$) tussen seisoene en binne plantgemeenskappe getoon het nie (Tabel 23). Gevolglik moet dit afgelei word dat die tsessebe weinig deur fenologiese gebeure maar waarskynlik grootliks deur die struktuur van die houtagtige plantegroei beïnvloed word aangesien die struktuur van die houtagtige plantegroei nie op die korttermyn deur die seisoenswisselinge geraak word nie en as sulks 'n permanente eienskap van 'n plantgemeenskap is.

Die verskynsel dat dierebewegings tussen habitatte algemeen in die studiegebied voorkom en dat dit in sommige gevalle vir spesifieke diersoorte of klasse van diere aan klimaats- en/of

plantegroei- en/of omgewingsfaktore gekoppel kan word, hou die volgende implikasies vir die toekomstige bestuur van die reservaat in:

- * Hoe groter die verskeidenheid van diersoorte wat in die reservaat aangehou word, hoe moeiliker sal dit wees om die bestuur van die natuurlewe suksesvol uit te voer.
- * Sekere diersoorte, soos veral die tsessebe is beperk tot sekere habitatte en dit beperk die getalle wat daarvan aangehou kan word.
- * Die Grewia flava-Acacia erubescens Kort Oop Boomveld kan weens die voorkeur wat deur die meeste diersoorte daaraan geheg word, maklik oorbenut word.
- * Weens die seisoensbewegings van sommige diersoorte, sou dit belangrik wees om ten tye van 'n verdeling van die reservaat met 'n wildwerende heining, die getalle van die diersoorte in elke gedeelte van die reservaat aan te pas na gelang van die habitatsvoorkeure van elke diersoort.

HOOFSTUK 10

Riglyne vir die Bestuur van die Natuurlewe in die Atherstone Natuurreservaat

INLEIDING

Die voorafgaande studies verskaf 'n breë basis op grond waarvan toekomstige natuurlewebestuur doelgerig in die studiegebied uitgevoer kan word. Die opnames wat gedoen is, kwantifiseer sekere historiese verwysingspunte. Indien voldoende monitering deurlopend uitgevoer word, vergroot die moontlikheid daarvan om die natuurverskynsels wat toekomstig waargeneem sal word, bevredigend te verklaar. Sodanige verklarings van natuurverskynsels sal nuttige inligting oor ekologiese meganismes aan die natuurlewebestuurder verskaf.

In hierdie hoofstuk word 'n aantal riglyne vir natuurlewebestuur in die studiegebied op grond van die databasis wat tydens die studie ingesamel is en op grond van die inligting uit die relevante literatuur, as 'n eerste benadering of vertrekpunt voorgestel.

Die moontlike doelwitte van natuurlewebestuur in die Atherstone Natuurreservaat word onder twee hoofdoelwitte naamlik wildproduksie en natuurbewaring bespreek. Die gestelde doelwitte heg intonasie-verskille aan sommige van die riglyne wat daaropvolgend bespreek word.

Behalwe vir die doelwitte van natuurlewebestuur, word ander algemene riglyne in verband met die grootte en vorm van die reservaat, die stelsel van voertuigpaaie, watervoorsiening en die weikapasiteit vir die studiegebied voorgestel. Veldbestuur word spesifiek onder die opskrifte "Bosverdigting", "Wisselweiding versus aanhoudende beweiding" en "Radikale veldverbetering" behandel. Wildbestuur word spesifiek onder die opskrifte "Wildbevolking", "Die manipulering van

diergetalle", "Siekte- en parasietbeheer" asook "Roofdierbeheer" behandel.

Die noodsaaklikheid en die parameters vir monitering sowel as die toepassing van aanpassingsbestuur word breedvoerig onder die opskrif "Monitering en aanpassingsbestuur" bespreek. Daar sal ook aangedui word hoedat die dierebelading in die Atherstone Natuurresewaat op grond van 'n besluitnemingsmodel bestuur kan word.

ALGEMENE RIGLYNE

DOELWITTE

Bestuur moet altyd doelgerig plaasvind sodat alle aksies gesinkroniseerd op dieselfde einddoel kan afstuur. As daar nie doelwitte bestaan waarteen suksesse gemeet kan word nie, volg dit logies dat die sukses van bestuur nie bepaal kan word nie. Die bestuursdoelwitte moet duidelik deur elke bestuurder uitgespel word. Doelwitte sal egter van bestuurder tot bestuurder verskil aangesien elke bestuurder sy doelwitte volgens 'n ander waardesisteen bepaal.

Die huidige situasie in die studiegebied is een waar die eienaar belangstel om die maksimum wins uit 'n ekstensiewe wildproduksiestelsel te verkry. Vir die toekoms bestaan daar egter 'n sterk moontlikheid dat die resewaat aan 'n bewaringsinstansie bemaak sal word. Bothma (1986d) bespreek die waarskynlike doelwitte van 'n privaat grondeienaar wat 'n wildplaas bestuur. Bestuursdoelwitte vir natuurlewereservate word deur Mentis & Collinson (1979) voorgestel en bespreek. Internasionaal aanvaarde doelwitte vir natuurbewaring word deur Talbot (1980) aangedui en Margules & Usher (1981) bespreek die kriteria wat van toepassing is wanneer natuurbewaring in 'n gebied oorweeg word.

Die doel van hierdie bespreking is nie om die waarde van

bewaring teenoor die meriete van wildproduksie op te weeg nie. Dit moet aanvaar word dat vir 'n bewaringsinstansie daar eers aan bewaringsprioriteite soos die behoud van genetiese diversiteit voldoen moet word alvorens die winsfaktor bestuursbesluite sal beïnvloed. Daarenteen word daar in 'n wildproduksiestelsel op winsgewendheid gekonsentreer. Die doelwit van 'n wildproduksiestelsel is optimale wildproduksie vanaf die veld en vir hierdie doel kan wildbevolkings willekeurig gemanipuleer word.

In beide die uiteenlopende doelwitte, bewaring en winsgewendheid, is 'n element van die ander doelwit ingebou. Die produksie van wild op 'n wildplaas behels uiteraard die bewaring van wildsoorte buite nasionale en provinsiale natuurreservate. Aan die ander kant word 'n mate van inkomste tog verlang en in werklikheid ook verkry in natuurreservate. Hierdie verstrengeling van doelwitte maak dit soveel te meer noodsaaklik dat 'n prioriteitsorde en afsonderlik gestelde doelwitte bepaal moet word vir enige vorm van natuurlewebestuur.

Vir winsgerigte wildproduksie in die studiegebied word die volgende bestuursdoelwitte in volgorde van prioriteit voorgestel:

- * Die behoud en verbetering van die bodem en die natuurlike hulpbronne
- * Monitering om besluitneming in 'n aanpassingsbestuursopset te ondersteun
- * Optimale produksie van diere waarvoor daar 'n goeie mark vir die verkoop van lewendige diere bestaan
- * Optimale en markgerigte produksie van diere wat by die binnelandse biltongjagter of vir vleisverkope gesog is

- * Optimale produksie van trofeegehalte diere met die klem op diersoorte waarvoor die markaanvraag hoër pryse bepaal
- * Die invoer en hervestiging van buffels en swartrenosters
- * Die bekamping van bosverdigting
- * Die herbeplanning en verbetering van die stelsel van paaie
- * Die verwydering van Hartmann se bergkwagga uit die reservaat
- * Uitbreiding van die reservaat se grondoppervlakte
- * Veldverbetering op die ou lande
- * Roofdierbeheer wanneer nodig
- * Siektebeheer wanneer nodig

Vir staatsgeoriënteerde, nie-winsgerigte bewaringsdoeleindes in die studiegebied, word die volgende doelwitte van bestuur in volgorde van prioriteit voorgestel:

- * Die behoud en verbetering van die bodem en die natuurlike hulpbronne
- * Monitering om besluitneming in 'n aanpassingsbestuuroopset te ondersteun
- * Die behoud van genetiese diversiteit met spesiale aandag aan die bastergembok, swartrenoster (na hervestiging) witrenoster, tsessebe, buffel (na hervestiging), rooihartbees en die Ischaemum afrum-Acacia tenuispina Lae Oop Boomveld
- * Die verwydering van Hartmann se bergkwagga uit die

reservaat

- * Die voorsiening van teelmateriaal aan ander instansies
- * Navorsing oor die natuurlewe en die bestuur daarvan
- * Die herbeplanning en verbetering van die stelsel van paaie
- * Publieke opvoeding en ontspanning
- * Dié invoer en hervestiging van buffels en swartrenosters
- * Uitbreiding van die reservaat se grondoppervlakte
- * Die bekamping van bosverdigting
- * Veldverbetering op die ou lande
- * Roofdierbeheer wanneer nodig
- * Siektebeheer wanneer nodig.

DIE GROOTTE EN VORM VAN DIE RESERVAAT

In die geval van 'n privaat grondeienaar kan dit oorweeg word om die reservaat uit te brei om sodoende 'n groter inkomste uit 'n wildproduksiestelsel te verkry. 'n Groter oppervlakte maak dit moontlik om 'n groter getal wild aan te hou en mits die ekonomiese klimaat dit toelaat, beteken dit ook 'n verhoging van inkomste. Uitbreiding sal egter deur persoonlike sieninge, ekonomiese en politieke faktore asook die beskikbaarheid van grond beïnvloed word. Bykomend tot die genoemde invloede op besluitneming oor die uitbreiding van die reservaat al dan nie, moet 'n bewaringsinstansie nog ook rekening hou daarmee dat bewaring op 'n nasionale en provinsiale vlak moet plaasvind. Die proklamering van

reservate in ander gebiede mag dalk 'n hoër prioriteit dra. Die beskikbaarheid van fondse vir die uitbreiding van die Atherstone Natuureservaat kan moontlik in so 'n geval nie voldoende wees nie. Verder moet dit in gedagte gehou word dat sommige biogeograwe dit bevraagteken of een groot natuur-bewaringsreservaat noodwendig voordeliger as 'n aantal kleiner reservate is (McCoy, 1983).

Daar is 'n bottelnek in die vorm van die reservaat tussen die plase Rust en Summerfield (Figuur 7). Die bottelnek is moontlik 'n hindernis vir wildbewegings. Daarom behoort die uitskakeling van die bottelnek 'n oorweging te wees wanneer meer grond by die reservaat gevoeg gaan word. Sommige outeurs het in die verlede 'n sirkel as die ideale vorm vir 'n reservaat voorgesien maar volgens Margules, Higgs & Rafe (1982) en McCoy (1983) is dit nie noodwendig die geval nie. Wanneer dit oorweeg word om die reservaat te vergroot moet die natuurlike voorkoms van die grond wat potensieël aangekoop kan word, ook 'n rol by besluitneming speel (Margules & Usher, 1981). Daar moet dus voorkeur gegee word aan oppervlaktes waarop min of geen grondbewerking voorkom nie.

Dit word voorgestel dat die buurplase in die volgende prioriteitsvolgorde vir byvoeging tot die reservaat oorweeg moet word:

- * Verpoort 161 KP
- * Onrust 165 KP
- * Merriepan 49 KP
- * Elandskloof 73 KP
- * Laagwater 58 KP

VOERTUIGPAAIE

Die bestaande paaie in die studiegebied kan as toereikend vir die doel van ekstensiewe wildproduksie beskou word. Die

huidige padstelsel word in Hoofstuk 5 bespreek.

Uit veral die bewarings- en estetiese oogpunte bestaan daar egter ongerymdhede wat die padstelsel betref. Sommige paaie is lank en reguit en onooglik. Ander paaie bevorder weer waterafloop. Die paaie is nie opgebou nie en weens wegskraping is die oppervlakte daarvan laer as die omringende veld. Nadat swaar reëns geval het, raak sommige paaie onbruikbaar sodat praktiese probleme ontstaan.

Vir die bewaringsdoeleindes van beide winsgerigte wildproduksie en suiwer natuurbewaring moet 'n herbeplanning en verbetering van die padstelsel prioriteit geniet. Die aanlê van paaie word deur Van Rooyen & Du Toit (1986) bespreek.

WATERVOORSIENING

Die heersende situasie betreffende watervoorsiening in die studiegebied word in Hoofstuk 5 bespreek. 'n Moontlike verbetering sou wees om 'n waterpunt in die ooste van die plaas Summerfield op te rig. Daarvoor is daar reeds met sukses vir water daar geboor.

Daarbenewens kan die visuele voorkoms van sommige waterpunte verbeter word. Watervoorsiening op 'n wildplaas word deur Du Toit & Van Rooyen (1986) bespreek.

WEIKAPASITEIT

Daar bestaan nie konsensus in die literatuur oor die definisie en bepaling van weikapasiteit nie. Vir die doel van hierdie bespreking word weikapasiteit beskou as: Die biomassa wild wat per hektaar binne die tydperk van een volledige seisoenswisseling aangehou kan word, sonder dat die ekologiese toestand van die veld permanent daardeur benadeel word.

Die begrippe stabiliteit en veerkragtigheid in ekosisteme en weiveldbestuur word deur Holling (1978), Walker (1980) en Walker, et al., (1981) bespreek. Uit die genoemde besprekings kan dit afgelei word dat hoog-produuserende stabiele sisteme onder sogenaamde goeie veldbeheer ontstaan. Volgens die outeurs het stabiele sisteme egter 'n laer veerkragtigheid. Daarom, hoewel 'n hoër produksie vanaf stabiele sisteme verkry word, gaan stabiele sisteme gebuk onder die potensiële risiko dat 'n onverwagte versteuring die sisteem oor sy drumpelwaardes kan laat beweeg. Dit sou dus nie onbillik wees om te beweer dat die weiveld van tyd tot tyd vir die gunstige gevolg van 'n verhoging in veerkragtigheid, aan toestande van strawwe beweiding blootgestel kan word nie. Daar moet egter altyd voldoen word aan die kwalifikasie in die definisie van weikapasiteit wat hier aanvaar word, naamlik: "...sonder dat die ekologiese toestand van die veld permanent daardeur benadeel word".

'n Poging sal hierna aangewend word om as 'n eerste benadering 'n onderskeidende balansstaat van weikapasiteitsyfers vir groter wildsoorte in die studiegebied vas te stel (Tabel 25). Die faktore wat hier vir die bepaling van weikapasiteite in ag geneem is, is die gemiddelde jaarlikse neerslag, die huidige veldtoestand, huidige wildgetalle, die beskikbare habitatte in terme van plantgemeenskappe, voedselbenutting deur wildsoorte, die voorkeure van wild betreffende habitatte, die beskikbaarheid van blaarmateriaal vir blaarvreters, bestuursdoelwitte en wildsosiologiese faktore.

Daar is besluit om nie van die grootvee-ekwivalente vir wild soos deur Meissner (1982) bereken, gebruik te maak vir die berekening van weikapasiteit nie. Drie redes het tot die oorweging aanleiding gegee, naamlik:

* Die selektiewe weigewoontes van baie wildsoorte (Bothma &

Tabel 25: n Balansstaat van gedifferensieerde beladings vir groter diersoorte as voorgestelde eerste benadering tot weikapasiteit in die Atherstone Natuurreservaat, Noordwes-Transvaal.

EKOLOGIESE KLAS	DIERSOORT	HUIDIGE GETALLE	GEMIDDELDE MASSA IN KG *	BESTUURSDOELWIT					
				WILDPRODUKSIE			BEWARING		
				GETAL DIERE	BIOMASSA		GETAL DIERE	BIOMASSA	
					KG	PERSENTASIE VAN TOTAAL		KG	PERSENTASIE VAN TOTAAL
Selektiewe beweier	Bastergemsbok	4	270	60	16 200	3,8	80	21 600	5,0
	Tsessebe	18	126	70	8 820	2,0	100	12 600	2,9
	Witrenoster	3	1 500	10	15 000	3,5	15	22 500	5,2
	Swartwitpens	71	230	140	32 200	7,5	120	27 600	6,4
	Waterbok	204	250	80	20 000	4,6	50	12 500	2,9
	Rooihartbees	135	120	80	9 600	2,2	93	11 160	2,6
	Blouwildebees	323	180	154	27 720	6,4	-	-	-
Nie-selektiewe beweier	Bontkwagga	80	320	103	32 960	7,6	79	24 640	5,7
	Buffel	-	750	100	75 000	17,4	139	105 000	24,3
Gemengde vreter	Eland	102	460	100	46 000	10,7	100	46 000	10,7
	Gemsbok	78	210	70	14 700	3,4	-	-	-
Blaarvreter	Rooibok	1 096	40	645	25 800	6,0	470	18 800	4,4
	Swartrenoster	-	884	10	8 840	2,1	15	13 260	3,1
	Koedoe	251	200	350	70 000	16,2	300	60 000	13,9
	Kameelperd	18	828	35	28 980	6,7	68	56 304	13,4
Biomassa totale					431 820	100,1		431 854	100,5

* Data verkry vanaf Smithers (1983) vir volwasse vroulike diere met uitsondering van die bastergemsbok, swartwitpens en waterbok wat data vir volwasse manlike diere is.

Van Rooyen, 1986) is nie sonder meer met beweiding deur beeste vergelykbaar nie

- * Sommige diersoorte met 'n gemengde dieet benut 'n groter persentasie blaarmateriaal as beeste (Skinner, et al., 1984).
- * Waar benutting gelyktydig deur 'n verskeidenheid diersoorte plaasvind, kom aspekte soos kompetisie, bemiddeling, bemoeiing, kompenserende hergroei en verdedigingsmeganismes ook ter sprake (Bell, 1971; McNaughton, 1983 & 1985; Van Hoven, 1984 en Rhoades, 1985).

Deur dus met behulp van grootvee-eenhede weikapasiteit te bereken, sou op 'n oorvereenvoudiging van die werklikheid neerkom.

Om dan nogtans 'n mate van vereenvoudiging in die berekening van weikapasiteit te weeg te bring, is die groter diersoorte in vier ekologiese groepe ingedeel. Die klassifisering is gedoen op grond van persoonlike waarnemings en inligting wat uit Smithers (1983) en Bothma & Van Rooyen (1986) verkry is.

Die vier groepe is:

- * Selektiewe beweiërs
- * Nie-selektiewe beweiërs
- * Gemengde vreters
- * Blaarvreters

Die indeling van die onderskeie diersoorte in die vier groepe verskyn in Tabel 25.

'n Aantal aannames is tydens die berekening van dierbeladings as 'n eerste benadering in oorweging geneem, naamlik:

- * Oormatige selektiewe beweiding sal tot die verswakking van

die veldtoestand lei

- * Gemengde vreters is ook selektiewe grasvreters
- * Blaarvreters kan bosverdigting help bekamp.

Coe, Cumming & Phillipson (1976) het 12 natuurlike ekosisteme in Afrika met 'n jaarlikse reënval van <700 mm ontleed en die volgende formule vir die berekening van die biomassa van groter herbivore in kg/km^2 vasgestel:

Biomassa van groot herbivore = $8,684(+2,25)AP-1205,9(+156,6)$
met AP = gemiddelde jaarlikse neerslag.

Indien die gemiddelde jaarlikse neerslag van die studiegebied as 505 mm per jaar (Hoofstuk 4) aanvaar word en in die formule hierbo ingewerk word, word 'n weikapasiteit van 3 179 kg/km^2 vir die studiegebied bereken. 'n Totale biomassa van 431 771,8 kg kan dan vervolgens vir groot herbivore in die studiegebied bereken word.

Een grootvee-eenheid kan as 'n 450 kg bees aanvaar word (Meissner, 1982). Daarvolgens kan die totale weikapasiteit vir die studiegebied na 14,2 ha/GVE omgewerk word. Coetzee (1971) beveel 'n landboukundige weikapasiteit 7 tot 8 ha/GVE vir die omgewing van die studiegebied aan. Die weikapasiteit wat vir wild met behulp van die bostaande formule bereken is, is naastenby 50% laer as vir 'n veeboerdery en vergoed dus vir die selektiewe weigewoontes van baie wildsoorte sowel as vir die gebrek aan 'n intensiewe wisselweistelsel vir wild.

Op grond van die aannames wat hierbo gemaak is, is dit derhalwe besluit om die verdeling van die biomassa, soos deur Coe, et al. (1976) se formule bereken, soos volg tussen die vier ekologiese groepe te maak:

<u>EKOLOGIESE GROEP</u>	<u>BESTUURSDOELWIT</u>	
	<u>WILDPRODUKSIE</u>	<u>BEWARING</u>
Selektiewe beweiers	30%	25%
Nie-selektiewe beweiers	25%	30%
Gemengde vreters	20%	15%
Blaarvreters	25%	30%

Tydens die berekening van die biomassas van die onderskeie diersoorte is van die gemiddelde massas van volwasse vroulike diere gebruik gemaak soos wat dit deur Smithers (1983) aangegee is. Die uitsonderings was die bastergemsbok, swartwitpens en waterbok waarvoor Smithers (1983) net data betreffende manlike diere se liggaamsmassas aangee. Omdat lewenstabelle vir die betrokke wildbevolking nie beskikbaar is nie, is daar geredeneer dat die gebruik van gemiddelde massas van volwasse vroulike diere in 'n mate vir die massasverskille tussen jonger diere en die swaarder manlike diere sal vergoed.

Weens die moontlikheid van snotsiekte-uitbrake onder beeste van naburige plase wat moontlik deur blouwildebeeste oorgedra kan word, word dit voorgestel dat blouwildebeeste nie vir bewaringsdoeleindes aangehou behoort te word nie. Snotsiekte-uitbrake sal die bewaringsinstansie se verhouding met die boeregemeenskap benadeel. Gemsbokke en Hartmann se bergkwaggas het volgens Du Plessis (1969) nie voorheen in die omgewing van die studiegebied voorgekom nie en daarom word dit voorgestel dat die aanhou van gemsbokke en Hartmann se bergkwagga nie vir bewaringsdoeleindes voortgesit moet word nie. Weens die gebrek aan 'n geskikte habitat en die moontlikheid van uitbastering met bontkwaggas, word dit ook aanbeveel dat Hartmann se bergkwaggas nie vir wildproduksie aangehou word nie.

Die beladings van swart- en witrenosters in Tabel 25, is so bereken dat veelvoude van vyf individue (1 manlike en 4 vroulike diere) soos dit deur Bothma (1986e) aanbeveel word, aangehou word.

Soos wat dit in Hoofstuk 8 bereken is, is die blaarvreetkapasiteit van die 0,5 m, 1,0 m en 2,0 m hoogtevlakke gesamentlik 273 GVE oftewel 'n biomassa van 122 850 kg vir groot herbivore. Die blare van houtagtige spesies maak slegs 'n persentasie van die dieet van gemengde vreters. Vir die berekening van die getalle in Tabel 25 is die volgende syfers derhalwe aanvaar:

<u>DIERSOORT</u>	<u>PERSENTASIE BLARE IN DIE DIEET</u>
Eland	60
Gemsbok	40
Rooibok	45
Swartrenoster	100
Koedoe	90
Kameelperd	100

In die geval van die kameelperd is dit egter aanvaar dat slegs 25% van sy voedsel uit die hoogtevlakke onder 2,0 m afkomstig is.

Die syfers in Tabel 26 is toon dat die aanbevelings bevredigend na-aan die berekende blaarvreetkapasiteit in Hoofstuk 8 (122 850 kg) geleë is. Vir die rede van bewaringsdoelwitte is die laer totale toegekende biomassa deur oorwegings ten gunste van skaars grasvreters veroorsaak maar is nogtans aanvaarbaar naby aan die berekende blaarvreetkapasiteit.

Die verskille tussen die huidige wildgetalle (Tabel 3) en die voorgestelde wildgetalle (Tabel 25) asook die hervestiging en verwydering van wildsoorte sal veroorsaak dat die bereiking van die ideale wildgetalle in die studiegebied noodwendig met tydsverloop en aanpassings gepaard sal gaan. Sekere bevolkings sal toegelaat moet word om aan te teel terwyl ander bevolkings verhoudelik verminder sal moet word.

Tabel 26: Die toegekende blaarvreetkapasiteite (kg) vir die hoogtevlak $\leq 2,5$ m in die Atherstone Natuurreservaat, Noordwes-Transvaal, soos wat dit vanuit Tabel 23 vir die doelwitte van wildproduksie en bewaring onderskeidelik bereken is.

DIERSOORT	PERSENTASIE BLARE IN DIE DIËT	WILDPRODUKSIE		BEWARING	
		TOTALE BIOMASSA	BLAARVREËTKAPASITEIT	TOTALE BIOMASSA	BLAARVREËTKAPASITEIT
		IN KG	TOEGEKEN	IN KG	TOEGEKEN
Eland	60	46 000	27 600	46 000	27 600
Gemsbok	40	14 700	5 800	-	-
Roibok	45	25 800	11 610	18 800	8 460
Swartrenoster	100	8 840	8 840	13 260	13 260
Koedoe	90	70 000	63 000	60 000	54 000
Kameelperd	25	28 980	7 245	56 304	14 076
Totale			124 175		117 396

Dit is noodsaaklik dat die bestuurder pragmaties te werk sal gaan en sy vinger op die pols sal hou deur gereelde monitering van ekologiese toestande in die veld uit te voer.

VELDBESTUUR

BOSVERDIGTING

Die probleem van bösverdigting in Suid-Afrika word alreeds in 1959 en 1964 deur Van der Schijff bespreek. Bosverdigting het dan ook om verskeie redes in die studiegebied voorgekom (Hoofstukke 2, 5 en 6). Dertig van die houtagtige spesies wat in die studiegebied aangetref word, word deur Wells, et al., (1986) as verdigtende spesies gelys (Bylae 1).

Walter (1973) is van mening dat die kompetisie om vog die vernaamste faktor in die bos/gras verhouding is en dat oorbeweiding van grassoorte meer vog beskikbaar stel aan houtagtige spesies wat dan sal verdig. Die invloed van blaarvreters, interboomkompetisie, 'n gesonde grasbedekking asook die voorkoms van veldbrande en droogtes word in die literatuur genoem as beperkende faktore op bosverdigting (Van der Schijff, 1964; Clover, 1968; Barnes, 1982; Pellew, 1983a; Smith & Walker, 1983; Belsky, 1984; Kruger, 1984 en Norton & Walker, 1985). ^{meisling}

Van Rooyen, Grunow & Theron (1986) noem egter droogtes saam met oorbeweiding as bevorderlik vir bosverdigting. Die teenstrydigheid kan daaraan toegeskryf word dat laasgenoemde outeurs ligte, kortstondige droogtes bedoel aangesien langdurige strawwe droogtes tot droogtebeskadiging van die houtagtige plantegroei kan lei (Van Wyk, Bosch & Kruger, 1969).

Van al die beperkende faktore op bosverdigting is dit net veldbrand, die handhawing van 'n gesonde grasbedekking en beheer deur blaarvreters wat in 'n mate as bestuurmaatreëls

gebruik kan word. Aangesien veldbrand as 'n bestuursmaatreeël in die studiegebied net tydens bogemiddelde reënvaljare, wanneer genoegsame brandbare droë gras beskikbaar is, 'n oorweging word, is dit duidelik dat blaarvreters en weidingsbeheer belangrike rolle in die toekomstige beheer van bosverdigting moet speel. Gevolglik is die voorgestelde persentasies van blaarvreters in Tabel 25, 5 tot 10% hoër as die 20% duimreeël wat deur Mentis (1981) aanbeveel word.

Vir die huidige word die toepassing van veldbrand net in die Grewia bicolor-Combretum apiculatum Kort Oop Boomveld, die Ischaemum afrum-Acacia tenuispina Lae Oop Boomveld en sekere bosverdigte gedeeltes van die Cymbogon validus-Acacia nilotica Kort Oop Boomveld aanbeveel. Die faktore wat in ag geneem moet word voor die toepassing van veldbrand, word in Hoofstuk 5 en deur Van Rooyen, et al. (1986) bespreek. Veldbrand behoort slegs toegepas te word wanneer daar > 3 000 kg brandbare materiaal op die veld is (Mentis & Tainton, 1984). Veldbrand moet verkieslik kort voor of dan net na die eerste lentereëns toegepas word.

Veldbrand word nie op die sandgronde van die Stipagrostis uniplumis-Terminalia sericea Kort Oop Boomveld aanbeveel nie. Die blaarval van die houtagtige plantegroei het na ontbinding 'n gunstige uitwerking op die vrugbaarheid en voghouvermoë van die grond en bevorder daarom grasproduksie (Norton & Walker, 1985).

Biologiese, chemiese en meganiese metodes waarmee bosverdigting beheer kan word, word deur Scholes (1986) en Van Rooyen, et al. (1986) bespreek. Vir die huidige word weidingsbeheer en veldbrand weens die ekonomie daarvan vir die studiegebied aanbeveel. Norton & Walker (1985) verskaf 'n besluitnemingsmodel op grond waarvan die toepassing van die meer radikale metodes van bosverdigtingsbeheer moontlik ekonomies geregverdig kan word. Wanneer radikale metodes vir bewaringsdoeleindes oorweeg word, behoort sentiment nie 'n rol

tydens besluitneming te speel nie aangesien bosverdigting in die studiegebied die gevolg van 'n gebrek aan doelmatige boerderypraktyke is. Die meer gewenste status van die bosveldgemeenskappe van die Atherstone Natuurreservaat sou 'n oper struktuur as die huidige wees.

WISSELWEIDING VERSUS AANHOUDENDE BEWEIDING

Aanhoudende beweiding veroorsaak weidingsagteruitgang selfs onder lae beladings terwyl stabiliteit deur 'n verskeidenheid van wisselweistelsels bevorder word (Gammon, 1978). Omdat die behoud van die bodem 'n prioriteitsdoelwit vir beide wildproduksie en bewaring is, moet alle pogings in die studiegebied aangewend word om 'n mate van wisselweiding te bewerkstellig.

Maniere om wisselweiding op 'n wildplaas te bewerkstellig word deur Van Rooyen, et al. (1986) bespreek. Weens die beperkte toepassing van veldbrand slegs in bogemiddelde reënvaljare, is dit onwaarskynlik dat veldbrand op die lange duur 'n suksesvolle instrument sal wees om wisselweiding in die studiegebied te bewerkstellig. Die afsluiting van waterpunte is weer slegs 'n moontlikheid in die droë seisoen omdat die veld vol natuurlike pannetjies is wat in die reënseisoen water hou.

'n Differensiële oesdruktegniek om 'n mate van wisselweiding te bewerkstellig en wat sterk oorweeg kan word, is om die reservaat in twee helftes met behulp van 'n wildwerende binneheining te verdeel (Figuur 20). Deur alle aktiwiteite wat op 'n verwydering van diere uit die reservaat neerkom op 'n jaarlikse basis slegs in een helfte van die reservaat te konsentreer, kan die weidruk wat op die weiveld uitgeoefen word, gewissel word. Dit wil sê dat die dierebevolkings in die een helfte van die reservaat gedurende die jaar 1 ongehinderd toegelaat sal word om aan te teel maar daarna in jaar 2 teen 'n dubbele tempo geoes sal word. Oeskwotas word onder

"Monitering en Aanpassingsbestuur" bespreek.

Die wildwerende binne-heining moet hoofsaaklik in 'n noord/suid-rigting langs die hoofroete op die plaas Summerfield en wat ook na die jagkamp op die plaas Summerfield North lei, gespan word sodat tregters langs die grensdrade gevorm word (Figuur 20). As aanvulling tot die differensiële oesdruktegniek, kan diere wat aanjaagbaar is, met behulp van motorfietse, perde of 'n helikopter gedurende die maande Augustus en September deur middel van die tregters tussen kampe verskuif word sodat die minste versteurings tydens die paarseisoene plaasvind. Die tregters kan ook as permanente wildvangstrukture gebruik word.

Die plasing van die wildwerende heining sal die plantgemeenskappe bevredigend skei aangesien beide klei- en sandgrondhabitate dan in albei helftes van die reservaat beskikbaar is. Die skeiding beïnvloed ook nie die verspreiding van waterpunte op 'n nadelige wyse nie sodat die verspreiding van waterpunte naastenby eweredig na skeiding sal wees.

RADIKALE VELDVERBETERING

Onder radikale veldverbetering word in hierdie bespreking die toediening van kunsmis, korsbreking deur 'n grondwerktuig en die insaai van saad verstaan.

O'Connor (1985) bespreek eksperimente wat in die savannestroke met behulp van die bogenoemde drie praktyke van radikale veldverbetering uitgevoer is. Hy kom tot die gevolgtrekking dat die langtermyn waarde van al drie praktyke twyfelagtig is en nog nie aan toetsing onderwerp is nie. Van Rooyen, et al. (1986) bespreek die drie praktyke se toepassing in detail.

Geeneen van die drie praktyke van radikale veldverbetering word, weens die ekonomiese implikasies daaraan verbonde en die twyfelagtige langtermyn waarde daarvan, vir uitgebreide

toepassing in die studiegebied aanbeveel nie. Vir 'n bestuursopset waar bewaring die hoofdoelwit is, sal 'n praktyk soos die toediening van kunsmis boonop onaanvaarbaar wees.

WILDBESTUUR

WILDBEVOLKINGS

Die bevolkingsgetalle van groter wildsoorte wat as 'n eerste benadering vir die studiegebied voorgestel word, word in Tabel 25 aangedui. Min beheer kan oor die kleiner diersoorte se getalle uitgeoefen word aangesien vlakvarke, steenbokke en grysduikers vryelik deur die grensheinings heen kan beweeg. Die invloed van steenbokke en grysduikers op die plantegroei is egter min weens die sosiale gewoontes en die klein liggaamsbou daarvan.

Vlakvarke se getalle word deur natuurlike meganismes beheer aangesien dit waargeneem kan word dat vlakvarkgetalle opmerklik afneem sodra die grasbedekking in die studiegebied 'n laer grenswaarde bereik. Drastiese bestuursmaatreëls om vlakvarkgetalle te beheer, kan moontlik, wanneer nodig, toegepas word.

Op die bevolkingsdinamika van wildbevolgings in die studiegebied is daar in hierdie stadium nog nie navorsing uitgevoer nie. Sodanige navorsing word noodsaaklik geag wanneer beplan word om die gebied se bestuur te intensifiseer. Bothma (1986e) bespreek die basiese begrippe onderliggend aan bevolkingsdinamika en waarvan kennis gedra moet word vir die bestuur van die natuurlewe.

DIE MANIPULERING VAN WILDGETALLE

'n Uiteens omvattende oorsig van alle aspekte rakende die oes van wild word deur Bothma & Du Toit (1986) verskaf. Daaruit blyk dit dat 'n verskeidenheid van ekologiese en ekonomiese

faktore waarvan die waardes oor tyd sal verander, mekaar asook die doelwitte en tegnieke van wildbestuur sal beïnvloed. Hierdie probleem maak dit vanselfsprekend onmoontlik om definitiewe aanbevelings vir intensiewe wildbestuur aan die hand te doen.

Breë langtermyn beleidsriglyne word egter moontlik gemaak na aanleiding van die doelwitte van wildproduksie en bewaring wat in die gedeelte "Doelwitte" gestel is. Aanvullende monitering en eksperimentele manipulerings van wildebevolkings sal bydra tot 'n verbreding van kennis en 'n vermeerdering van insig sodat wildbestuur daarby aangepas kan word (Bothma & Du Toit, 1986).

Die behoud en verbetering van die bodem en sy plantegroei-bedekking is die oorkoepelende bestuursdoelwit in die studiegebied. Daarom moet wildgetalle eerstens gemanipuleer word om 'n balans tussen stabiliteit en veerkragtigheid in die plantegroeidinamika van die studiegebied in te bou. Hiervoor is 'n jaarlikse vasstelling van weikapasiteite, wildgetalle en wildspesiemengsels noodsaaklik. Dit word aan die hand gedoen dat wildebevolkings aanvanklik gemanipuleer moet word met die doel om 'n getalleverdeling te bereik soos wat dit in Tabel 25 voorgestel word. Nadat die getalleverdeling bereik is, behoort die weikapasiteitsyfers vir die ekologiese groepe van wildsoorte (Tabel 25) jaarliks op grond van die resultate van die moniteringsprogram in die gedeelte "Monitering en aanpassingsbestuur" wat sal volg, aangepas te word.

Indien die praktyk van differensiële oësdruk, soos wat dit onder "Wisselweiding versus aanhoudende beweiding" voorgestel is, toegepas word, behoort weikapasiteitsyfers tweejaarliks afwisselend vir die twee helftes van die reservaat, vasgestel te word (Kyk "Monitering en aanpassingsbestuur").

Bothma & Du Toit (1986) noem dat dit in die praktyk nodig mag wees om ekologiese groepe van wild as eenhede vir oesproduksie

te bestuur. Gevolglik word aanbeveel dat wildbestuur gedoen sal word deur ekologiese groepe van wild te manipuleer. Die individuele reaksies van bevolkings van verskillende wildsoorte wat deel van 'n ekologiese groep vorm, moet steeds vir drastiese reaksies op behandelings gemonitor word.

Algaande behoort dit moontlik te raak om wildbestuur op grond van ingesamelde kennis te verfyn. Bestuursdoelwitte sal op enige stadium bepaal watter individuele wildbevolkings deur die toepassing van groeistimulerende oesstrategieë vir hoër produksie gemanipuleer moet word, onderworpe aan die beperking dat die weikapasiteitspersentasie wat per ekologiese groep toegeken is, nie oorskrei word nie.

Teoretiese modelle om die maksimum volgehoue opbrengs van dierebevolkings te bepaal, is deur Caughley (1977) ontwikkel. Sodanige modelle is in 'n groot mate vanuit studies op visbevolkings gebaseer en is, wat die praktiese natuurlewebestuurder betref, hoofsaaklik van akademiese belang. Dit word hier voorgestel dat die weikapasiteite soos dit vir die afsonderlike diersoorte binne die ekologiese groepe jaarliks of tweejaarliks aangepas word, as die maksimum bevolkingsgroottes van die diersoorte aanvaar word. In plaas daarvan om moeilik kontroleer- en vergelykbare studies uit te voer vir die bepaling van maksimum volgehoue produksie, sal dit veel eenvoudiger wees om bloot die oeskwota as gelyk aan die reproduksiesyfer van die voorafgaande tydperk vas te stel. Na die verloop van 'n ewe lang periode behoort die bevolking weer na die oorspronklike grootte terug te keer. Watter ouderdomsgroepe en geslagsverhoudings geoes moet word om die gunstigste reproduksie tot gevolg te hê, is fyner detail wat moontlik deur eksperimentering in 'n aanpassingsbestuursopset opgeklaar kan word.

Nadat die voorgestelde getalleverdeling (Tabel 25) bereik is, is dit ook moontlik dat sekere wildbevolkings, vir die doelwit van bewaring, gelaat kan word om deur natuurlike meganismes op

die vlak van ekologiese digthede gestabiliseer te word. Op grond daarvan dat daar in die gedeelte "Weikapasiteit" aangeneem word dat die invloede van blaarvreterers soos koedoes en kameelperde en nie-selektiewe grasvreterers soos bontkwaggas, minder skadelik en selfs gunstig vir weidingsoogmerke kan wees, is koedoes, kameelperde en bontkwaggas die diersoorte wat moontlik op hierdie wyse bestuur kan word.

Die bestuur van skaarser en waardevolle wildsoorte is uiteraard meer ingewikkeld en kan onder andere die vermindering van kompeterende wildbevolkings behels (Joubert, 1976). Die toepassing van besluitnemingsanalise vir die bestuur van bedreigde spesies word deur Maguire (1986) bespreek.

SIEKTE- EN PARASIETBEHEER

Siektes en parasiete hou 'n bedreiging in vir enige wildreservaat aangesien dit potensieel mortaliteite en 'n verlaging van produksie sowel binne die reservaat as in die gebiede rondom kan veroorsaak.

Die voorkoms, oorsake en behandeling van siekte- en parasietbesmetting by wild word deur Boomker, Kriek & Ebedes (1986) en Boomker, Horak & Ebedes (1986) bespreek. Een van die probleme met wildboerdery is egter juis die feit dat wild nie so geredelik immuniseerbaar soos mak vee is nie (Boomker, Kriek & Ebedes, 1986).

Gespesialiseerde kennis word daarom benodig wanneer 'n uitbraak van siektes en/of parasiete in die reservaat sou voorkom. 'n Geringe probleem binne die reservaat kan met ernstige gevolge ook na die naburige gebiede uitbrei. Dit is dus noodsaaklik dat die hulp van 'n veearts met gespesialiseerde kennis vroegtydig ingeroep sal word wanneer siektebeheer nodig word en dat veeartsenykundige wetgewing streng nagekom moet word.

ROOFDIERBEHEER

Volgens 'n voorafgaande gedeelte "Roofdiere" is daar huidiglik nie 'n roofdierprobleem in die studiegebied nie. Die toedrag van sake betreffende roofdierdruk op wildbevolkings behoort nogtans aandag te ontvang weens die potensiaal wat roofdierdruk inhou om veral op die reproduksie van klein troppies van skaarser wildsoorte 'n nadelige invloed te kan uitoefen.

MONITERING EN AANPASSINGSBESTUUR

Na aanleiding van die verreikende invloed van die begrip "onsekerheid" in die bestuur van natuurlike sisteme (kyk "Inleiding"), is dit duidelik dat bestuursaksies in die Atherstone Natuurreservaat die volgende uitgangspunte behoort te eerbiedig:

- * Die huidige toestand van die natuurlike sisteme in die reservaat is gedeeltelik die gevolg van onbeheerde invloede in die geskiedenis.
- * Daar sal in die toekoms weer onbeheerbare afwykings voorkom (kyk Walters & Hillborn, 1978).

Volgens Walters & Hillborn (1978) is daar drie benaderings wat gevolg kan word wanneer ekosisteme bestuur moet word. Die drie benaderings is as volg:

- * Vertraagde optrede: bestuursaksies word uitgestel totdat daar genoeg basiese inligting beskikbaar is om die gevolge van bestuursoptredes te kan voorspel.
- * Passiewe aanpassingsbestuur: algemene studies en vorige ondervinding word gebruik om 'n model voor te stel. Die foute wat gemaak word, lei tot nuwe kennis en word gebruik om die model te verbeter.

* Aktiewe aanpassingsbestuur: bestuursaksies is daarop gerig om korttermyn opbrengste sowel as inligting vir langtermyn bestuur op te lewer.

Aanpassingsbestuur, in teenstelling met rigiede bestuur, is buigsaam en nie net in staat om onverwagse afwykings te huisves nie, maar soms ook om by afwykings baat te vind (Holling, 1978). 'n Pragmatiese filosofie is onderliggend tot die uitvoering van aanpassingsbestuur geleë. Hierdie pragmatisme behels onder meer dat daar nie gewag hoef te word totdat alle basiese inligting versamel is om 'n natuurlike sisteem te kan bestuur nie en dat nie alle elemente van 'n natuurlike sisteem gemonitor hoef te word ten einde 'n natuurlike sisteem te kan bestuur nie.

Die doel van aanpassingsbestuur is eerder die behoud van biotiese diversiteit en veerkragtigheid in 'n sisteem as wat dit die skepping van maksimum stabiliteit is. 'n Model van 'n sisteem kan opgebou word deur onder andere inligting oor die aard van drumpelwaardes in te samel. Sodanige inligting kan verkry word deur die insameling van inligting tydens onbeheerbare afwykings deur middel van 'n passiewe aanpassingsbestuursbenadering.

Volgens Walters & Hillborn (1978) is passiewe aanpassingsbestuur die geskikste vir sisteme met 'n hoë graad van natuurlike variasie soos dit dan ook met sommige ekosisteme die geval is. Die probleem met aktiewe aanpassingsbestuur is egter dat, hoewel dit 'n vinnige vermeerdering in kennis meebring, dit met hoë risikos, kostes en baie monitering gepaard gaan. 'n Aktiewe aanpassingsbestuursbenadering sou in elk geval vir 'n instansie wie se hoofdoelwit die bewaring van die "natuurlike staat" van die ekosisteem is, onaanvaarbaar wees.

Die motivering vir en die werkswyse van aanpassingsbestuur word breedvoerig deur Holling (1978) en Walters & Hillborn

(1978) bespreek. Aanpassingsbestuur staan in teenstelling met die aanbevelings van Mentis & Collinson (1979) wat 'n langtermyn weikapasiteit in plaas van 'n wisselende korttermynweikapasiteit vir 'n spesifieke gebied voorstel. Collinson & Goodman (1982), Matthews (1984) en Emslie (1985) beveel egter aanpassingsbestuur as 'n benadering tot natuurlewebestuur aan maar gaan nie sover as om praktiese riglyne vir die natuurlewebestuurder aan te dui nie.

Dit word vervolgens voorgestel dat die volgende parameters wat as 'n minimum vereiste vir passiewe aanpassingsbestuur in die studiegebied gemonitor moet word, die reënval, die kruidsamestelling en die diergetalle is.

Die ontleding van reënvalsifers in terme van hoeveelhede en frekwensies aan die einde van die groeiseisoen (April), sal 'n indikatie wees van die vegetatiewe produksie op die veld aangesien reënval positief met primêre produksie gekorreleer is (Coe, et al., 1976; Rutherford, 1980; Van den Berg, 1983 en East, 1984).

Bothma (1986b) stel voor dat daar op kleiner wildplase reënmeteers op 'n 2 x 2 km ruitpatroon geïnstalleer word. Daarvolgens behoort 'n totaal van 33 reënmeteers in die studiegebied geplaas te word. Bogenoemde aanbeveling is egter onprakties aangesien die studiegebied nie genoegsaam deur paaie gedek word nie en daarom sal nie alle reënmeteers met 'n voertuig bereikbaar wees nie. 'n Stelsel van reënmeteers wat die reservaatoppervlakte eweredig dek en wat die bestaande paaie benut, moet gevolglik ontwerp word.

Die omgewingstoestande in die studiegebied is van so 'n aard dat die reënmeteers nie elke dag nagery hoef te word nie. Nogtans is dit 'n aanbeveling om outomatiese reënmeteers te installeer of andersins reënmeteers wat die reënval op 'n weeklikse basis kan meet, te gebruik. In elk geval moet die reënmeteers bestand wees teen die skuuraktiwiteite van

renosters en nie opsigtelik vertoon nie.

Die bepaling van die kruidsamestelling gedurende die groeiseisoen lewer 'n aanduiding van die reaksie van die veld op faktore soos reënval, plantegroeibenutting en veldbrand. Die kombinasie van reënvalsyfers, die veldsamestelling en diergetalle behoort dit moontlik te maak om 'n model vir veldbestuur saam te stel.

Vir die bepaling van veldsamestelling in die studiegebied word die volgende metode deur Grossman (pers. med.) aanbeveel:

Die samestelling van die kruidlaag word met behulp van 'n maatband in 100 m reguit transekte wat in ewekansige rigtings uitgelê word gemonitor deur die naaste plantsoort aan elke 1 m interval aan te teken. Die verwerking van die inligting word gedoen soos wat dit vir die ekologiese metode van veldtoestandbepaling beskryf is. Die houtagtige plantegroei word in 'n strook van 2 m x 100 m gemonitor deur alle individue te identifiseer en in een van drie hoogteklasse te plaas. Die hoogteklasse is 0-1 m, >1-2 m en >2 m. Dieselfde transek as vir die kruidlaag word gebruik en een transek word per 200 ha uitgeplaas. 'n Totaal van 68 transekte word dus in die studiegebied benodig.

Bostaande metode vir die bepaling van veldsamestelling is deur Peel (pers. med.) in die Thabazimbi-distrik uitgevoer en hy het ondervind dat dit vir 'n span van twee opnemers 30 minute per transek neem om 'n opname te voltooi.

Verwerking van die ingesamelde gegewens sal lei tot 'n vergelyking van veldsamestelling vir die kruidlaag tussen plantgemeenskappe en tussen seisoene. Die digtheidsgegewens van die houtagtige plantegroei kan vir die onderskeie hoogteklasse tussen seisoene vergelyk word. Daaruit kan tendense in die weiveld gekwantifiseer word om ondersteuning

aan die neem van 'n bestuurbesluit te verskaf.

Die totale dierebelading moet jaarliks na die jagseisoen gesensus word. Wanneer wildtellings na die afloop van die jagseisoen uitgevoer word, moet die jagmortaliteite by die werklike telling gevoeg word om die weidingsdruk wat gedurende die voorafgaande seisoen geheers het, te beraam.

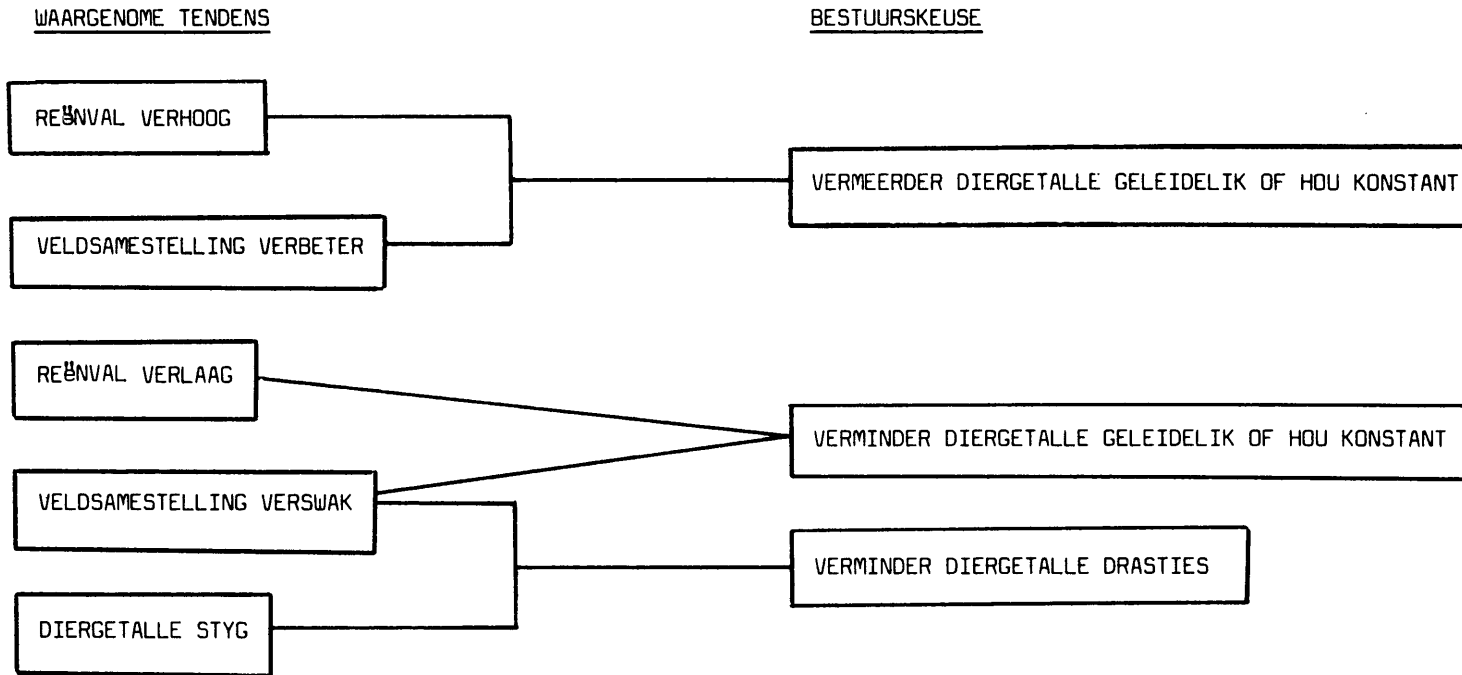
Bothma (1986c) beskryf enkele wildteltegnieke wat vir toepassing in die studiegebied oorweeg kan word. Die keuse van 'n tegniek sal waarskynlik deur die ekonomiese implikasies en die beskikbaarheid van personeel en hulpmiddels bepaal word. Verkieslik moet dieselfde tegnieke, op dieselfde tyd van die jaar, deur dieselfde persone uitgevoer word ten einde herhaalbare gegewens te verkry.

Dit word aanbeveel dat daar aanvanklik gepoog sal word om so akkuraat moontlik te tel totdat die voorgestelde kombinasie van wildgetalle (Tabel 25) bereik is. Daarna sou presiese en herhaalbare tellings voldoende vir die monitering van tendense wees.

'n Eenvoudige besluitnemingsmodel ten opsigte van die beheer van die dierebelading in die studiegebied, is opgestel en word in Figuur 21 aangebied. Die model is ontwikkel vanaf die agt moontlike kombinasies van tendense in die drie parameters reënval, veldsamestelling en diergetalle.

Die besluitnemingsmodel verskaf drie breë bestuursbesluite wat uitgeoefen kan word. Die graad van verandering in die tendense van die drie parameters bepaal die graad van optrede by die neem van 'n spesifieke bestuursbesluit.

In aansluiting by die voorgestelde toepassing van differensiële oesdruk tussen die twee helftes van die reservaat om daarmee 'n vorm van wisselweiding te bewerkstellig (kyk "Wisselbeweiding versus aanhoudende



Figuur 21: 'n Eenvoudige besluitnemingsmodel ten opsigte van dierbeladingbestuur in die Atherstone Natuurreseervaat Noordwes-Transvaal. Enkele of kombinasies van die gemete tendense gee aanleiding tot een van die drie bestuurskeuses ten opsigte van dierbelading.

beweiding"), word voorgestel dat beide veldsamestelling en dierebelading per helfte van die reservaat slegs elke tweede jaar bepaal word. Dit volg ook logies dat die reënvaltotaal vir twee jaar (in plaas van 'n jaarlikse totaal) in die besluitnemingsmodel ingebou word aangesien elke helfte van die reservaat slegs in elke tweede jaar aan besluitneming oor dierebeladingsbestuur onderwerp sal word.

Die beleid om 'n tweejaarlikse reënvaltotaal vir besluitneming in ag te neem, sal outomaties ook die oordraging van staande hooi van 'n bogemiddelde reënjaar na 'n ondergemiddelde reënjaar in ag neem. In die lig daarvan dat dit onder "Weikapasiteit" gestel is dat tydelike strawwe beweiding die veerkragtigheid van 'n sisteem bevorder, is dit nie 'n geldige beswaar teen die voorgestelde aanpassingsbestuurstelsel dat oorbeweiding in die hipotetiese geval waar 'n weikapasiteit op grond van twee voorafgaande bogemiddelde reënjare wat dan gevolg word deur twee ondergemiddelde jare, sal plaasvind nie.

Die gebruik van 'n tweejaarlikse reënvaltotaal sal ook neig om skerp afwykings in individuele reënvalseisoene af te plat. Aangesien dit 'n praktiese probleem is om wild vinnig te vermeerder of te verminder, sal die afplatting van skerp afwykings in die reënvaltendens die sekondêre voordeel inhou dat hierdie praktiese probleem in 'n mate verlig kan word.

Tydens jare waar daar 'n verlaging in die veldtoestand gemonitor word en 'n besluit geneem word dat diergetalle verminder moet word, behoort die klem op die vermindering van die selektiewe beweiërs en die gemengde vreters gelê te word. Wanneer daar 'n verdigting van die houtagtige plantegroei gemonitor word, kan dit oorweeg word om die getalle van blaarvreters relatief tot die ander drie ekologiese groepe (Tabel 25) te verhoog.

Die bestuurskeuse om diergetalle konstant te hou wanneer 'n

verlaging in die reënval gemonitor is, kan uitgeoefen word indien die algemene klimaatstendens 'n verhoging in die reënval is hoewel die besondere seisoen nie aan die verwagting voldoen het nie. Soortgelyk kan die bestuurskeuse om diergetalle konstant te hou, ten spyte van 'n verhoging in beide die reënval en die veldsamestelling, uitgeoefen word wanneer die algemene klimaatstendens 'n afname in die reënval is. Tyson (1986) bespreek die sikliese klimaatstendense in suidelike Afrika.

Indien meer intensiewe natuurlewebestuur moontlik is en verlang word, kan verdere parameters soos byvoorbeeld geslagsverhoudings, ouderdomstrukture en parasietbeladings van wildbevolkings, gronderosie en roofdiergetalle ook van tyd tot tyd op 'n wetenskaplike wyse gemonitor word. 'n Rekenaarprogram vir 'n grootskaalse inventaris van dierebevolkings wat vir die doelwit van natuurbewaring geïmplementeer kan word, word deur Gall & Christian (1984) verskaf.

'n Voortdurende uitruiling van kennis tussen die navorser en die bestuurder in 'n sogenaamde werkswinkelsituasie, is noodsaaklik vir die suksesvolle uitvoering van bestuur (Holling, 1978). Dit spreek vanself dat die evaluering van die suksesvolheid van bestuur in terme van doelwitbereiking, outomaties in enige bestuursplan ingebou moet word (Bothma, 1986a).

HOOFSTUK 11

Opsomming

Natuurlewebestuur behels die vaslegging van energie in gewenste eindprodukte en die minimisering van entropie in natuurlike sisteme. Eksperimentele toestande in die vakgebied van natuurlewebestuur het egter 'n lae herhaalbaarheid en dit gee aanleiding tot 'n mate van onsekerheid sodat dit moeilik is om algemeen geldende wette te formuleer of om wetenskaplik gefundeerde bestuursbesluite te neem. Die probleem van onsekerheid in natuurlewebestuur kan gedeeltelik oorkom word deur die beklemtoning van die bestudering van tendense en die verklaring van die natuurlike meganismes wat daartoe aanleiding gee.

Daar bestaan agt fundamentele probleme wat inherent is aan die vakgebied van natuurlewebestuur of die wetenskap in die algemeen. Daarom word die nie-bepalende en nie-bindende term "riglyne" gebruik wanneer aanbevelings oor die praktiese bestuur van die natuurlewe in die reservaat gemaak word. Die filosofie van aanpassingsbestuur voorsien 'n benadering tot natuurlewebestuur wat die genoemde agt probleme oor tyd kan huisves en wat ook die voorgestelde riglyne aan toetsing kan onderwerp.

Die reservaat is 13 582 ha groot en is een van die oudste en belangrikste wildproduksiestelsels in die land wat in privaatbesit is. Die geologie van die reservaat is nog nie in diepte ondersoek nie maar bestaan hoofsaaklik uit gesteentes van die Swazium Eratem en Kwarternêre afsettings. Die reservaat is op 'n effens golwende skiervlakte geleë en dit vorm deel van die Limpopovlakte.

Die gronde van die reservaat is in 7 grondvorme geklassifiseer. Die gronde is vir grondtekstuur, pH en gronddiepte ondersoek en is ook chemies ontleed vir P, Ca,

Na, Mg en K. Die gronde van die reservaat wissel vanaf sandgrond tot kleigrond. 'n Positiewe verband is tussen die bepaalde grondeienskappe en die verspreiding van die plantegroei gevind.

Vogbeskikbaarheid is die vernaamste beperkende klimaatsfaktor vir normale plantontwikkeling in die reservaat. Die verskille in die vermoëns tot vogabsorpsie wat tussen die gronde met verskillende teksture in die reservaat bestaan, het egter tot gevolg dat plantproduksie in die reservaat as geheel by beide ligte sowel as swaar neerslae baatvind. Die heersende klimaat in die reservaat is 'n warm, droë klimaat met 'n lang rypvrye periode en 'n onstabiele seisoenale reënval.

'n Floristies/strukturele ondersoek na die plantegroei van die reservaat het tot die klassifisering, benaming, beskrywing en kaartering van vyf plantgemeenskappe gelei. 'n Kombinasie van die Braun-Blanquetmetode vir die floristiese klassifisering en die Varieerbare Kwadrant Perseelmetode vir die bepaling van die struktuur van die houtagtige laag, is suksesvol toegepas. Sekere verskille tussen die resultate van huidige studie en sommige van die beskrywings en indelings van veldtipes vir die studiegebied deur Acocks (1975), is opgemerk en uitgelig.

Die heersende veldtoestande in die kruidlaag van die onderskeie plantgemeenskappe is met behulp van twee metodes naamlik, die ekologiese en die smaaklikheidsmetode, in terme van die persentasie spesiesamestelling bepaal. Die verskille wat tussen plantgemeenskappe en tussen die twee metodes se toepassing in die studiegebied waargeneem is, is bespreek.

Ten einde die hoeveelheid blare wat vir blaarvreters beskikbaar is, te beraam, is 'n nuwe metode wat op skattings gebaseer is en wat nie destruktief is nie, ontwikkel. Gegewens is oor die beskikbaarheid van blare in terme van gram per hektaar vir die onderskeie plantgemeenskappe verkry.

Hierdie gegewens is gebruik om blaarvreetkapasiteite vir die hoogtevlakke $\leq 2,5m$ te beraam. 'n Oorskatting van die blaarvreetkapasiteit vir kameelperde is in die $\geq 2,5m$ hoogtevlakke gemaak. 'n Ontleding is van die verskille in die beskikbaarheid van blare tussen die plantgemeenskappe gemaak en die moontlike oorsake is bespreek.

Die habitatsvoorkeure van die groter diersoorte in die studiegebied is deur middel van 'n metode wat die eiesoortige omstandighede in die studiegebied kon huisves, bepaal. Plantgemeenskappe is as afsonderlike habitatte beskou en die gegewens wat oor 'n periode van 12 maande ingesamel is, is tussen 'n reënseisoen en 'n droë seisoen verdeel. Die resultate is as relatiewe digthede in terme van die getal individue van 'n diersoort wat waargeneem is per 500 km gery, uitgedruk. Daar is statistiese ontledings van die verskille wat tussen habitatte en tussen seisoene gevind is, gemaak en die moontlike oorsake van die tendense is per diersoort en per habitat bespreek.

Riglyne vir die biologiese bestuur van die reservaat is in 'n samevattende hoofstuk uitgespel. Bestuursdoelwitte is afsonderlik vir die twee uiteenlopende hoofdoelwitte te wete nie-winsgerigte natuurbewaring en winsgerigte wildproduksie aangedui.

Die grootte en die vorm van die reservaat is bespreek en voorstelle is ten opsigte van die moontlike uitbreiding van die reservaat se grondoppervlakte gemaak.

Die reservaat se stelsel van paaie moet verbeter word in die sin dat sommige paaie nie esteties is nie, die paaie nie opgebou is nie en dat die paaie op sommige plekke water vanaf die veld dreineer.

Die kunsmatige voorsiening van drinkwater in die reservaat is voldoende behalwe vir die probleem dat sommige waterpunte ook

visueel nie esteties is nie.

Diersoorte is in vier klasse geplaas sodat daarvoor voorsiening gemaak kon word dat die verskillende vreetgewoontes van die diere by die bepaling van weikapasiteite in berekening gebring kon word. Deur van die gemiddelde jaarlikse reënval in die studiegebied gebruik te maak, is 'n weikapasiteit van 3 179 kg/km² vir die totale gebied bereken. Daarna is 'n getalverdeling van diersoorte, as 'n eerste benadering tot weikapasiteit in die reservaat, voorgestel.

Blaarvreters en weidingsbeheer sal in die toekoms belangrike rolle in die beheer van bosverdigting in die reservaat speel. Voordat veldbrand as 'n bestuursmaatregel toegepas kan word, moet daar verskeie faktore oorweeg word. Die algemene aanbeveling vir die reservaat is dat veldbrand slegs in jare wanneer die kruidlaag se produksie > 4 000 kg/ha is, oorweeg moet word. Die toepassing moet in September, net voor die aanvang van die groeiseisoen, plaasvind. Die bosverdigting wat op die ou lande in die reservaat aangetref word behoort met behulp van meganiese of chemiese metodes beheer te word.

Benuttingsekologie is 'n uiters ingewikkelde onderwerp wat slegs ten dele verstaan word. Dit is egter duidelik dat grondvogpatrone die invloed van benutting kan oorheers. Daarom is die handhawing van 'n konstante weidruk oneffektief en behoort weidruk periodiek aangepas te word om die gewenste of ongewenste plantegroei veranderings wat deur weerspatrone met 'n lae frekwensie veroorsaak word, òf aan te help, òf te blokkeer. Die benuttingsstrategie moet daarop gemik wees om soveel moontlik plantsoorte en individue matig te benut, sodat plantspesiediversiteit en veerkragtigheid in die reservaat verbeter of minstens behou kan word.

Dit word voorgestel dat die reservaat deur middel van 'n wildwerende heining in twee geskei moet word. Oeskwotas moet

dan tweejaarliks op grond van die moniteringsprogram op 'n rotasiebasis vir elke helfte van die reservaat bepaal word. Ten einde 'n mate van wisselweidruk te kan bewerkstellig, moet die wild om die beurt in die twee helftes van die reservaat geoes word. Die bogenoemde metode van wildoes word die differensiële oesdruktegniek genoem maar dit moet nog uitgetoets word om die effektiwiteit daarvan vas te stel.

Radikale veldverbetering in terme van die toediening van kunsmis, korsbreking en die insaai van saad word weens die twyfelagtige langtermyn waarde en die hoë koste daarvan nie vir uitgebreide toepassing in die reservaat aanbeveel nie.

Die dinamika van die wildbevolkings in die reservaat is nie in die huidige studie bestudeer nie. Sodanige navorsing sal 'n hoër prioriteit raak wanneer die bestuur van die reservaat geïntensifiseer moet word.

Dit word aan die hand gedoen dat wildbevolkings aanvanklik eers gemanipuleer moet word met die doel om die getalleverdeling soos wat dit as 'n eerste benadering voorgestel is, te bereik. Daarna behoort weikapasiteite en oeskwotas op grond van die moniteringsprogram se resultate aangepas te word.

Siekte- en roofdierbeheer is maatreëls wat slegs onder sekere omstandighede prioriteite mag raak. Die aanwas en geslagsverhoudings van enkele ekonomies belangrike wildsoorte behoort vir die doelwit van wildproduksie gemonitor te word.

Die oorkoepelende bestuursfilosofie wat vir die bestuur van die natuurlewe in die reservaat aanbeveel word, is passiewe aanpassingsbestuur. Die doel daarvan is eerder die behoud van biotiese diversiteit en veerkragtigheid in 'n sisteem as wat dit die skepping van maksimum stabiliteit is.

Tydens die moniteringsprogram word drie parameters naamlik,

reënval, veldtoestand en wildgetalle gemonitor. 'n Eenvoudige besluitnemingsmodel is voorgestel om dit moontlik te maak om op grond van die resultate van die moniteringsprogram kwalitatiewe besluite oor die manipulering van die dierebelading te kan neem. Die graad van verandering in die waargenome tendense van die drie parameters, beïnvloed die subjektiewe besluit oor die hoeveelhede van wild wat tydens die manipulering van die wildbelading betrokke is. Die gevolge van enige spesifieke besluite word daarna gemonitor en deur 'n leerproses kan toekomstige natuurlewebestuur in die reservaat opgegradeer word.

RIGLYNE VIR DIE BESTUUR VAN DIE NATUURLEWE IN DIE
BOSVELDCEMEENSKAPPE VAN DIE ATHERSTONE NATUURRESERVAAT
IN DIE NOORDWES-TRANSVAAL.

deur

JOHAN CHRISTOPHER PAUW

LEJER: PROF. J. du P. BOTHMA

MEDE-LEIER: DR. N. VAN ROOYEN

EUCÈNE MARAIS LEERSTOEL IN NATUURLEWEBESTUUR
DEPARTEMENT DIERKUNDE

MSc. (NATUURLEWEBESTUUR)

SAMEVATTING

Daar is agt fundamentele probleme in die vakgebied natuurlewebestuur geïdentifiseer. Daarom word die nie-bepalende en nie-bindende term "riglyne" gebruik wanneer aanbevelings vir natuurlewebestuur gemaak word. Die filosofie van aanpassingsbestuur voorsien 'n benadering wat die probleme kan huisves en wat die voorgestelde riglyne aan toetsing kan onderwerp.

Die geologie en die geomorfologie van die reservaat is ondersoek en beskryf. Die gronde van die reservaat is in sewe grondvorme geklassifiseer en is vir sekere fisiese en chemiese eienskappe ondersoek. Die gronde wissel van sandgronde tot kleigronde en toon 'n positiewe verband met die verspreiding van die plantegroei.

'n Floristiese en strukturele ondersoek na die plantegroei van die reservaat het tot die klassifisering, benaming,

beskrywing en kaartering van vyf plantgemeenskappe gelei. hiervoor is die Braun-Blanquetmetode en die Varieerbare Kwadrant Perseelmetode in kombinasie toegepas.

Die heersende veldtoestande in die plantgemeenskappe is in terme van die persentasie spesiesamestelling van die kruidlaag ondersoek en geïnterpreteer. Twee metodes van ontleding is met mekaar vergelyk.

'n Nuwe skattingsmetode vir die bepaling van blaarbeskikbaarheid is ontwikkel en toegepas. Die metode is nie-destruktief nie en verskaf gegewens in terme van gram per hektaar per plantsoort, per hoogtevlakke en per plantgemeenskappe. Blaarvreetkapasiteite is vanaf die resultate vir die hoogtevlakke $\geq 2,5$ m bereken.

Die habitatsvoorkeure van die groter diersoorte in die reservaat is oor 'n 12-maande periode bestudeer en is in terme van die relatiewe digthede per 500 km gery uitgedruk. Verskille tussen seisoene en tussen habitate is ontleed.

Spesifieke bestuursdoelwitte is vir beide wins- en bewaringsoogmerke voorgestel. Algemene riglyne oor die grootte en die vorm van die reservaat, die stelsel van paaie en die voorsiening van drinkwater is voorgestel. 'n Oetalleverdeling van diersoorte is as 'n eerste benadering tot weikapasiteit in die reservaat voorgestel nadat die gemiddelde jaarlikse reënval in berekening gebring is.

Ten einde bosverdigting te bekamp, is sekere voorstelle oor die aanwending van blaarvreters, weidingsbeheer en die toepassing van veldbrand in die reservaat gemaak.

Grondvogpatrone kan die invloed van beweiding op die plantegroei oorheers. Gevolglik moet weidruk periodiek aangepas te word om plantegroeiveranderings of te blokkeer of aan te help.

Dit word voorgestel dat die reservaat deur middel van 'n wildwerende heining in twee geskei word en dat wisselweidruk deur middel van 'n differensiële oesdruk tegniek bewerkstellig moet word.

Radikale veldverbetering word nie voorgestel nie en die dinamika van wildbevolkings is nie bestudeer nie.

Die bestuursfilosofie van aanpassingsbestuur word aanbeveel. Tydens die moniteringsprogram word drie parameters, naamlik, reënval, veldtoestand en diergetalle gemonitor. 'n Besluitnemingsmodel om kwalitatiewe besluite oor die manipulering van die dierebelading op grond van die waargenome tendense in die parameters te bemiddel, word voorgestel. Deur 'n leerproses kan toekomstige natuurlewebestuur in die reservaat opgegradeer word.

GUIDELINES FOR WILDLIFE MANAGEMENT IN THE BUSHVELD
COMMUNITIES OF THE ATHERSTONE NATURE RESERVE
IN THE NORTH WESTERN TRANSVAAL

by

JOHAN CHRISTOPHER PAUW

SUPERVISOR: PROF. J. du P. BOTHMA

CO-SUPERVISOR: DR. N. VAN ROOYEN

EUGÈNE MARAIS CHAIR OF WILDLIFE MANAGEMENT
DEPARTMENT OF ZOOLOGY

MSc. (WILDLIFE MANAGEMENT)

SUMMARY

Eight fundamental problems relating to wildlife management have been identified. The non-determinant and non-binding term "guidelines" has therefore been used in situations where management recommendations for wildlife management have been made. The philosophy of adaptive management provides a suitable framework which accounts for the problems identified and allows the proposed guidelines to be tested.

The geology and geomorphology of the reserve are described. The soils were classified into seven forms. Certain soil physical and chemical factors were measured and are described. Soils vary from sandy to clay. There is a close association between soil and vegetation distribution.

Five plant communities were identified, named, described and mapped. The Braun-Blanquet and Variable Quadrant Plot methods

were used in combination to describe vegetation composition and structure.

Current veld condition was measured and described in terms of percentage species composition of the herbaceous layer. Two methods of analysis are compared.

A new method for the estimation of browse availability was developed and is described. The method is non-destructive and provides data on grams per hectare per species, per height class and per community. Browse capacity was calculated using the results for the $\geq 2,5$ m height class.

Habitat preferences of the larger mammals were studied over a 12 month period and is expressed in terms of relative density per 500 km driven. Differences between seasons and between habitats were analysed.

A set of management objectives, for both conservation and profit motives, are proposed. General guidelines relating to the shape of the reserve, the road network and the provision of water, are proposed. Based on average annual rainfall, available carrying capacity is allocated, as a first approximation, to the various animal species.

Proposals are made regarding the incorporation of browsers, grazing management and the use of fire, in order to control bush densification.

Plant-available moisture can override the effect of grazing, as far as the vegetation is concerned. Grazing pressure must therefore be periodically adapted to prevent or encourage vegetation change.

It is proposed that the reserve be divided into two parts by a game proof fence. Rotational grazing pressure can then be implemented by means of differential harvesting regimes.

Adaptive management is suggested as the underlying management philosophy. Rainfall, veld condition and animal numbers need to be monitored. A decision analysis model is presented as an aid to qualitative decisions relating to the manipulation of animal numbers, based on the results of monitoring. Through a process of knowledge accumulation, by means of adaptive management, future management in the reserve may be refined.

VERWYSINGS

- ACOCKS, J.P.H., 1975. Veld types of South Africa. Mem. Bot. Surv. S. Afr. 40:1-128.
- AUCAMP, A.J., 1976. The role of the browser in the bushveld of the Eastern Cape. Proc. Grassl. Soc. South. Afr. 11:135-138.
- AUCAMP, A.J., 1979. Die produksiepotensiaal van die Valleibosveld as weiding vir Boer- en Angorabokke. DSc.(Agric.)-proefskrif. Universiteit van Pretoria: Pretoria.
- BAILEY, J.A., 1984. Principles of wildlife management. John Wiley & Sons: New York.
- BARNES, D.L., 1982. Management strategies for the utilization of the Southern African Savanna. In: Ecology of tropical savannas. B.J. Huntley & B.H. Walker (eds.). Springer-Verlag: Berlin.
- BARNES, D.L., B.V. LLOYD & L. McNEILL, 1976. The use of shoot dimensions to estimate the leaf mass or leaf area of certain indigenous trees in Rhodesia. Proc. Grassl. Soc. South. Afr. 11:47-50.
- BARNES, D.L., N.F.G. RETHMAN, H.D. BEUKES & G.D. KOTZE, 1984. Veld composition in relation to grazing capacity. J. Grassl. Soc. South. Afr. 1:16-19.
- BARKMAN, J.J., J. MORAVEC & S. RAUSCHERT, 1986. Code of phytosociological nomenclature. Vegetatio 67:145-195.
- BEARDALL, G.M., S.C.J. JOUBERT & P.F. RETIEF, 1984. An evaluation of the use of correspondence analysis for the analysis of herbivore-habitat selection. S. Afr. J. Wildl. Res. 14:79-88.
- BELL, R.H.V., 1971. A grazing ecosystem in the Serengeti. Sci. Amer. 225:86-93.
- BELOVSKY, G.E., 1986. Optimal foraging and community structure: implications for a guild of generalist grassland herbivores. Oecologia 70:35-52.

- BELOVSKY, G.E., & G.B. SLADE, 1986. Time budgets of grassland herbivores: body size similarities. Oecologia 70:53-62.
- BELSKY, A.J., 1984. Role of small browsing mammals in preventing woodland regeneration in the Serengeti National Park, Tanzania. Afr. J. Ecol. 22:271-279.
- BELSKY, A.J., 1986. Does herbivory benefit plants? A review of the evidence. Am. Nat. 127:870-892.
- BELSKY, A.J., 1987. The effects of grazing: confounding of ecosystem, community, and organism scales. Am. Nat. 129:777-783.
- BIGALKE, R.C. & K. WILLAN, 1984. Effects of fire regime on faunal composition and dynamics. In: The ecological effects of fire in South African Ecosystems. P. de V. Booysen, & N.M. Tainton (eds.). Springer-Verlag: Berlin.
- BLOOM, A.L., 1978. Geomorphology. A systematic analysis of late Cenozoic landforms. Prentice-Hall Inc.: Englewood Cliffs, New Jersey.
- BOERS, J., 1984. Die wysbegeerte van die natuurwetenskappe. Afdeling A van Hfst. 5 in: Wysbegeerte. Studiegids 3 vir PHL100-B. E.D. Prinsloo (red.). Universiteit van Suid-Afrika: Pretoria.
- BOOMKER, E., 1987. Fermentation and digestion in the kudu Tragelaphus strepsiceros. PhD.-thesis. University of Pretoria: Pretoria.
- BOOMKER, J., N.P.H. KRIEK & H. EBEDES, 1986. Siektes van wilde diere. In: Wildplaasbestuur. J. du P. Bothma (red.). J.L. van Schaik: Pretoria.
- BOOMKER, J., I. HORAK & H. EBEDES, 1986. Parasiete van wilde diere. In: Wildplaasbestuur. J. du P. Bothma (red.). J.L. van Schaik: Pretoria.
- BOOYSEN, P. de V., 1984. Preface. In: The ecological effects of fire in South African Ecosystems. P. de V. Booysen & N.M. Tainton (eds.). Springer-Verlag: Berlin.
- BOOYSEN P. de V. & N.M. TAINTON, 1984. The ecological effects of fire in South African ecosystems. Springer-Verlag: Berlin.

- BOSCH, J.M., R.E. SCHULZE & F.J. KRUGER, 1984. The effect of fire on water yield. In: The ecological effects of fire in South African Ecosystems. P. de V. Booysen & N.M. Tainton (eds.). Springer-Verlag: Berlin.
- BOTHMA, J. du P., 1986(a). Roofdiere. In: Wildplaasbestuur. J. du P. Bothma (red.). J.L. van Schaik: Pretoria.
- BOTHMA, J. du P., 1986(b). Monitering op die wildplaas. In: Wildplaasbestuur. J. du P. Bothma (red.). J.L. van Schaik: Pretoria.
- BOTHMA, J. du P., 1986(c). Wildtellings. In: Wildplaasbestuur. J. du P. Bothma (red.). J.L. van Schaik: Pretoria.
- BOTHMA, J. du P., 1986(d). Doelwitte vir wildplaasbestuur. In: Wildplaasbestuur. J. du P. Bothma (red.). J.L. van Schaik: Pretoria.
- BOTHMA, J. du P., 1986(e). Die dinamika van wildbevolkings. In: Wildplaasbestuur. J. du P. Bothma (red.). J.L. van Schaik: Pretoria.
- BOTHMA, J. du P. & J.G. DU TOIT, 1986. Die oes van wild. In: Wildplaasbestuur. J. du P. Bothma (red.). J.L. van Schaik: Pretoria.
- BOTHMA, J. du P. & N. VAN ROOYEN, 1986. Geskikte wildsoorte vir 'n wildplaas. In: Wildplaasbestuur. J. du P. Bothma (red.). J.L. van Schaik: Pretoria.
- BREDENKAMP, G.J., 1982. 'n Plantekologiese studie van die Manyeleti-wildtuin. DSc.-proefskrif. Universiteit van Pretoria: Pretoria.
- BREDENKAMP, G.J., 1985. An evaluation of the relative importance of certain habitat factors that influence the distribution of the plant species in the Manyeleti Game Reserve. S. Afr. J. Bot. 51:194-196.
- BREDENKAMP, G.J. & G.K. THERON, 1976. Vegetation units for management of the grasslands of the Suikerbosrand Nature Reserve. S. Afr. J. Wildl. Res. 6:113-122.
- BREDENKAMP, G.J. & G.K. THERON, 1985. A quantitative approach to the structural analysis and classification of the vegetation of the Manyeleti Game Reserve. S. Afr. J. Bot. 51:45-54.

- BREDENKAMP, G.J., G.K. THERON & D.R.J. VAN VUUREN, 1983. Ecological interpretation of plant communities by classification and ordination of quantitative soil characteristics. Bothalia 14:691-699.
- BRUTON, R.E., unpublished. Game census on Atherstone Game Reserve (Thabazimbi district). Report by the Regional Representative (West). Nature Conservation Division, Transvaal Provincial Council: Pretoria.
- CASS, A., M.J. SAVAGE & F.M. WALLIS, 1984. The effect of fire on soil and microclimate. In: The ecological effects of fire in the south African Ecosystems. P. de V. Booyesen & N.M. Tainton (eds.). Springer-Verlag: Berlin.
- CAUGHLEY, G., 1977. Analysis of vertebrate populations. John Wiley & Sons: New York.
- CHAPMAN, H.D. & P.F. PRATT, 1961. Methods of analysis for soils, plants and waters. University of California: Davis.
- COE, M.J., D.H. CUMMING & J. PHILLIPSON, 1976. Biomass and production of large African herbivores in relation to rainfall and primary production. Oecologia 22:341-354.
- COETZEE, B.J., 1974. A phytosociological classification of the Jack Scott Nature Reserve. Bothalia 11:329-347.
- COETZEE, B.J., 1975. A phytosociological classification of the Rustenburg Nature Reserve. Bothalia 11:561-580.
- COETZEE, B.J., 1980. Classification is instructive - comments on a published table of antelope habitat preferences. Koedoe 23:33-34.
- COETZEE, B.J., 1982. Phytosociology, vegetation structure and landscapes of the central district, Kruger National Park. DSc.-thesis. University of Pretoria: Pretoria.
- COETZEE, B.J. & W.P.D. GERTENBACH, 1977. Technique for describing woody vegetation composition and structure in inventory type classification, ordination and animal habitat surveys. Koedoe 20:67-75.
- COETZEE, B.J., F. VAN DER MEULEN, S. SWANZIGER, P. GONSALVES & P. WEISSER, 1976. A phytosociological classification of the Nylsvley Nature Reserve. Bothalia 12:137-160.

- COETZEE, J.J., 1971. Die landboupotensiaal van die Noordwes-Transvaalse soetbosveld. DSc.-proefskrif. Universiteit van Pretoria: Pretoria.
- COLEY, P.D., 1983. Herbivory and defensive characteristics of tree species in a lowland tropical forest. Ecol. Monogr. 53:209-233.
- COLEY, P.D., BRYANT, J.P. & F.S.III CHAPIN, 1985. Resource availability and plant anti-herbivore defense. Science 230:895-899.
- COLLINSON, R.F.H. & P.S. GOODMAN, 1982. An assesment of range condition and large herbivore carrying capacity of the Pilanesberg Game Reserve, with guidelines and recommendations for management. Inkwe 1:1-47.
- COOKE, R.U. & J.D. DOORNKAMP, 1974. Geomorphology in environmental management. An introduction. Clarendon Press: Oxford.
- COOPER, S.M. & N. OWEN-SMITH, 1985. Condensed tannins deter feeding by browsing ruminants in a South African savanna. Oecologia(Berlin) 67:142-146.
- COOPER, S.M. & N. OWEN-SMITH, 1986. Effects of plant spinescence on large mammalian herbivores. Oecologia(Berlin) 68:446-455.
- CSIR, 1978. South African programme for the SCOPE mid-term project on the ecological effects of fire. South African national scientific programmes report No. 32. Issued by: Cooperative Scientific Programmes, Council for Scientific and Industrial Research: Pretoria.
- DAYTON, B.R., 1978. Standing crops of dominant Combretum species at three browsing levels in the Kruger National Park. Koedoe 21:67-76.
- DU PLESSIS, M.A., & J.D. SKINNER, 1987. Feeding patterns of the greater kudu, Tragelaphus strepsiceros in an agricultural area on the Springbok Flats, Northern Transvaal. Trans. Roy. Soc. S. Afr. 46:199-208.

- DU PLESSIS, S.F., 1969. The past and present geographical distribution of the Perrisodactyla and Artiodactyla in Southern Africa. MSc.-dissertation. University of Pretoria.
- DU TOIT, J.G. & J. VAN ROOYEN, 1986. Watervoorsiening. In: Wildplaasbestuur. J. du P.Bothma (red.). J.L. van Schaik: Pretoria.
- EAST, R., 1984. Rainfall, soil nutrient status and biomass of large African savanna mammals. Afr. J. Ecol. 22:245-270.
- EDWARDS, D., 1983. A broad-scale structural classification of vegetation for practical purposes. Bothalia 14:705-712.
- EMSLIE, R.H., 1985. Factors controlling grassland changes in Umfolozi Game Reserve from a dry to a wet period (1981-1985) and the implications of the results for monitoring and management. Proceedings Hlabisa Beef and Game Symposium, September 1985. Coastal Subregion, Department of Agriculture (ed.).
- ENGELBRECHT, J.S., 1986. Ekologiese skeiding van die rooibok Aepyceros melampus Lichtenstein, die waterbok Kobus ellipsiprymnus (Ogilvy) en die koedoe Tragelaphus strepsiceros (Pallas) in die sentrale gebied van die Nasionale Krugerwildtuin. MSc.-verhandeling. Universiteit van Pretoria: Pretoria.
- FERRAR, A.A. & B.J. WALKER, 1974. An analysis of herbivore/habitat relationships in Kyle National Park, Rhodesia. J. South. Afr. Wildl. Mgmt. Ass. 4:137-147.
- FORAN, B.D., G. BASTIN & K.A. SHAW, 1986. Range assesment and monitoring in arid lands: the use of classification and ordination in range survey. J. Environ. Manage. 22:67-84.
- FORAN, B.D., N.M. TANTON & P. de V. BOOYSEN, 1978. The development of a method for assessing veld condition in three grassveld types in Natal. Proc. Grassl. Soc. South. Afr. 13:27-33.

- FOWLER, S.F. & LAWTON, J.H., 1985. Rapidly induced defenses and talking trees: the devil's advocate position. Am. Nat. 126:181-195.
- FRASER, S.W., T.H. VAN ROOYEN & E. VERSTER, 1987. Soil-plant relationships in the Central Kruger National Park. Koedoe 30:19-34.
- FREELAND, W.J. & D.H. JANZEN, 1974. Strategies in herbivory by mammals: the role of plant secondary compounds. Am. Nat. 108:269-289.
- FRIEDEL, M.H. & A.C. BLACKMORE, 1988. The development of veld assesment in the Northern Transvaal Savanne. I. Red Turfveld. J. Grassl. Soc. South. Afr. 5:26-37.
- FROST, P., E. MEDINA, J.C. MENAUT, O. SOLBRIG, M. SWIFT & B. WALKER, 1986. Responses of savannas to stress and disturbance. A proposal for a collaborative programme of research. Biology International: Special Issue - 10.
- GALL, B.C. & K.R. CHRISTIAN, 1984. A program for a wildlife inventory. J. Environ. Manage. 19:277-289.
- GAMMON, D.M., 1978. A review of experiments comparing systems of grazing management on natural pastures. Proc. Grassl. Soc. South. Afr. 13:75-82.
- GERTENBACH, W.P.D., 1987. 'n Ekologiese studie van die suidelikste Mopanieveld in die Nasionale Krugerwildtuin. DSc.-proefskrif. Universiteit van Pretoria: Pretoria.
- GERTENBACH, W.P.D., unpublished. The influence of chemical and textural characteristics of soils on soil classification and grass composition in the savanna.
- GIBBS RUSSEL, G.E., G. GERMISHUIZEN, P. HERMAN, P. OLIVIER, S.M. PEROLD, C. REID, E. RETIEF, L. SMOOK, J. van ROOY & W.G. WELMAN, 1984. List of species of southern African plants. Mem. Bot. Surv. S. Afr. 48:1-144.
- GLOVER, P.E., 1968. The role of fire and other influences on the savanna habitat, with suggestions for future research. E. Afr. Wildl. J. 6:131-137.
- GOODALL, D.W., 1978. Numerical classification. In: Classification of plant communities. R.H. Whittaker (ed.). Dr. W. Junk bv Publishers: The Hague, Boston.

- GOODMAN, P.S., 1975. The relation between vegetation structure and its use by wild herbivores in a riverine habitat. MSc.-dissertation. University of Rhodesia: Salisbury.
- GOUSE, H.H., 1985. Grasdraertermiete - voorkoms en bestryding in Noord-Transvaal. Agrivaal 7(6):7-14.
- GREIG-SMITH, P., 1980. The development of numerical classification and ordination. Vegetatio 42:1-9.
- GRIEVE, I.C., 1977. Some relationships between vegetation patterns and soil variability in the Forest of Dean, U.K. J. Biogeogr. 4:193-199.
- GROBLER, J.H., 1981. Feeding behaviour of sable Hippotragus niger niger (Harris 1838) in the Rhodes Matopos National Park, Zimbabwe. S. Afr. J. Zool. 16:50-58.
- GROSSMAN, D. (ed.), 1984. Game ranching. Proceedings of the annual symposium of the Centre for Resource Ecology. University of the Witwatersrand: Johannesburg.
- GRUNOW, J.O., 1980. Feed and habitat preferences among some large herbivores on african veld. Proc. Grassl. Soc. South. Afr. 15:141-146.
- GRUNOW, J.O., D. EDWARDS & J.W. MORRIS, 1969. Vegetation ordination and classification: practical implications. Proc. Grassl. Soc. South. Afr. 4:66-69.
- HALL-MARTIN, A.J., 1974. Food selection by Transvaal lowveld giraffe as determined by analysis of stomach contents. J. South. Afr. Wildl. Mgmt. Ass. 4:191-202.
- HANSON, N.R., 1961. Patterns of discovery. Cambridge University Press: Cambridge.
- HAUKIOJA, E., 1980. On the role of plant defences in the fluctuation of herbivore populations. Oikos 35:202-213.
- HEISENBERG, W., 1958. Physics and philosophy: The revolution in modern science. Harper: London.

- HERBST, M.J., 1973. 'n Ekologiese ondersoek van die plantgemeenskappe tussen die Krokodil- en die Matlabasrivier; met spesiale aandag aan die invloed van edafiese faktore op die verspreiding van houtagtige spesies. MSc.-verhandeling. Potchefstroomse Universiteit vir Christelike Hoër Onderwys: Potchefstroom.
- HERERRA, C.M., 1982. Grasses, grazers, mutualism, and coevolution: a comment. Oikos 38:254-258.
- HILBERT, D.W., D.M. SWIFT, J.K. DETLING & M.I. DYER, 1981. Relative growth rates and the grazing optimization hypothesis. Oecologia(Berlin) 51:14-18.
- HOLLING, C.S. (ed.), 1978. Adaptive environmental assessment and management. John Wiley & Sons: Chicester.
- JACKSON, M.L., 1958. Soil chemical analysis. Prentice-Hall: Englewood Cliffs.
- JOUBERT, S.C.J., 1974. The management of rare ungulates in the Kruger National Park. J. South. Afr. Wildl. Mgmt. Ass. 4:67-69.
- KELLY, R.D., 1973. A comparative study of primary productivity under different kinds of land use in south-eastern Rhodesia. PhD.-dissertation. University of London. Cited by M.C. Rutherford, 1978 in: Biogeography and Ecology of southern Africa. M.J.A. Werger (ed.). Dr. W. Junk bv. Publishers: The Hague.
- KILLIAN, W. & N. FAIRALL, 1983. Food selection in the blesbok on pasture with low plant diversity. S. Afr. J. Anim. Sci. 13:38-40.
- KING, L.C., 1963. South African scenery. Oliver & Boyd: Edinburgh.
- KOK, O.B. & D.P.J. OPPERMAN, 1975. Habitatsvoorkeure, tropsamestelling en territoriale status van rooihartbeeste in die Willem Pretorius-Wildtuin. J. South. Afr. Wildl. Mgmt. Ass. 5:103-110.
- KOK, O.B. & D.P.J. OPPERMAN, 1980. Voedingsgedrag van kameelperde Giraffa camelopardalis in die Willem Pretorius-wildtuin, Oranje-Vrystaat. S. Afr. Tydskr. Natuurnav. 10:45-55.

- KOK, O.B. & D.P.J. OPPERMAN, 1985. Voerbeskikbaarheid en voedingswaarde van die belangrikste voedselplante van die kameelperd Giraffa camelopardalis (Linnaeus, 1758) in die Willem Pretoriuswildtuin, Oranje-Vrystaat. Koedoe 28:17-34.
- KRUGER, F.J., 1984. Effects of fire on vegetation structure and dynamics. In: The ecological effects of fire in South African Ecosystems. P. de V. Booysen & N.M. Tainton (eds.). Springer-Verlag: Berlin.
- KRUGER, G.P., 1983. Terreinmorfologiese kaart van suidelike Afrika. Instituut vir Grond en Besproeing, Departement van Landbou: Pretoria.
- KRYNAUW, D., ongepubliseerd. Verslag: Wildsensus (helikopter) - Atherstone Wildreservaat: Augustus 1986. Die Streekverteenwoordiger (Wes). Afdeling Natuurbewaring, Transvaalse Provinsiale Administrasie: Pretoria.
- LAM, P.K.S. & D. DUDGEON, 1985. Fitness implications of plant-herbivore "mutualism." Oikos 44:360-361.
- LE ROUX, C.J.G., 1980. Vegetation classification and related studies in the Etosha National Park. DSc.(Agric.)-thesis. University of Pretoria: Pretoria.
- LE ROUX, J., 1977. Chemical and mineralogical criteria and their interpretation for agriculture in terms of soil behaviour and land quality. In: Grondkundevereniging van suidelike Afrika. Handelingse sewende Nasionale Kongres, Pretoria. Tegniese mededeling Nr. 146. Departement Landbou Tegniese Dienste: Pretoria.
- LEWIN, R., 1985. Gregarious grazers eat better. Science 228:567-568. ,
- LOEHLE, C., 1987. Hypothesis testing in ecology: psychological aspects and the importance of theory maturation. Quart. Rev. Biol. 62:397-409.
- MACLEAN, G.L., 1985. Robert's birds of southern Africa. The Trustees of the John Voelcker Bird Book Fund: Cape Town.

- MACVICAR, C.N., J.M. DE VILLIERS, R.F. LOXTON, E. VERSTER, J.J.N. LAMBRECHTS, F.R. MERRYWEATHER, J. LE ROUX, T.H. VAN ROOYEN & H.J. von M. HARMSE, 1977. Grondklassifikasie. 'n Binomiese sisteem vir Suid-Afrika. Wetenskaplike pamflet 390. Departement Landbou-Tegniese Dienste: Pretoria.
- MAGUIRE, L.A., 1986. Using decision analysis to manage endangered species populations. J. Environ. Manage. 22:345-360.
- MAJOR, J., 1963. A climatic index to vascular plant activity. Ecology 44:485-498.
- MARGULES, C., A.J. HIGGS, & R.W. RAFE, 1982. Modern biogeographic theory: are there any lessons for nature reserve design? Biol. Conserv. 24:115-128.
- MARGULES, C. & M.B. USHER, 1981. Criteria used in assessing wildlife conservation potential: a review. Biol. Conserv. 21:79-109.
- MARQUIS, R.J. 1984. Leaf herbivores decrease fitness of a tropical plant. Science 226:537-539.
- MATTHEWS, D.A., 1984. Grass dynamics in a southern African grass-herbivore system. MSc.-dissertation. University of the Witwatersrand : Johannesburg.
- MCCOY, E.D., 1983. The application of island-biogeographic theory to patches of habitat: how much land is enough? Biol. Conserv. 25:53-61.
- MCNAUGHTON, S.J., 1976. Serengeti migratory wildebeest: facilitation of energy flow by grazing. Science 191:92-94.
- MCNAUGHTON, S.J., 1978. Serengeti ungulates: feeding selectivity influences the effectiveness of plant defense guilds. Science 199:806-807.
- MCNAUGHTON, S.J., 1979. Grazing as an optimization process: grass-ungulate relationships in the Serengeti. Am. Nat. 113:691-703.
- MCNAUGHTON, S.J., 1983. Compensatory plant growth as a response to herbivory. Oikos 40:329-336.

- McNAUGHTON, S.J., 1985. Ecology of a grazing ecosystem: the Serengeti. Ecol. Monogr. 55:259-294.
- McNAUGHTON, S.J., 1986(a). On plants and herbivores. Am. Nat. 128:765-770.
- McNAUGHTON, S.J., 1986(b). Grazing lawns: on domesticated and wild grazers. Am. Nat. 128:937-939.
- MEISSNER, H.H., 1982. Vervangingswaardes van verskillende klasse van plaasdiere en wild in terme van 'n biologies gedefinieerde grootvee-eenheid. Bladskrif C.3. Departement van Landbou: Pretoria.
- MEISSNER, H.H., H.S. HOFMEYR, W.J.J. VAN RENSBURG, & J.P. PIENAAR, 1983. Classification of livestock for realistic prediction of substitution values in terms of a biologically defined Large Stock Unit. Technical Communication No. 175. Department of Agriculture: Pretoria.
- MENAUT, J.C. & CESAR, J., 1979. Structure and primary productivity of Lamto Savannas, Ivory Coast. Ecology 60:1 197-1 210.
- MENTIS, M.T., 1976. Stocking rates for game. Proceedings Veld and Game Symposium. Organized by The Hlabisa Soil Conservation Committee.
- MENTIS, M.T., 1977. Stocking rates and carrying capacities for ungulates on African rangelands. S. Afr. J. Wildl. Res. 7:89-98.
- MENTIS, M.T., 1981. The animal as a factor in pasture and veld management. In: Veld and pasture management in South Africa. N.M. Tainton (ed.). Shuter & Shooter: Pietermaritzburg.
- MENTIS, M.T., (In litt.). Hypothetico-deductive and inductive approaches in ecology.
- MENTIS, M.T. & R.F.H. COLLINSON, 1979. Management goals for wildlife reserves in grassveld and bushveld. Proc. Grassl. Soc. South. Afr. 14:71-74.
- MENTIS, M.T. & R.R. DUKE, 1976. Carrying capacities of natural veld in Natal for large wild herbivores. S. Afr. J. Wild. Res. 6:65-74.

- MENTIS, M.T. & N.M. TAINTON, 1984. The effect of fire on forage production and quality. In: The ecological effects of fire in South African ecosystems. P. de V. Booysen & N. M. Tainton (eds.). Springer-Verlag: Berlin.
- MERLEAU-PONTY, M., 1962. Phenomenology of perception. Routledge & Kegan: Paul.
- MILTON, S.J., 1983. Acacia tortilis subsp. heteracantha productivity in the Tugela Dry Valley Bushveld: preliminary results. Bothalia 14:767-772.
- MILTON, S.J., 1987. Phenology of seven Acacia species in South Africa. Afr. J. Wildl. Res. 17:1-6.
- MILTON, S.J., 1988. The effects of pruning on shoot production and basal increment of Acacia tortilis. S. Afr. J. Bot. 54:109-117.
- MONTGOMERY, R.F. & G.P. ASKEW, 1983. Soils of tropical savannas. In: Ecosystems of the world 13. D.W. Goodall (ed. in chief). Tropical savannas. F. Boulière (ed.). Elsevier Scientific Publishing Company: Amsterdam.
- MUNSELL SOIL COLOR CHARTS, 1954. Munsell Color Company, Inc.: Baltimore 2, Maryland.
- NEL, J.J.C., 1968. Die ekologie van die grasdraertermiet Hodotermes mossambicus (Hagen) Hodotermitidae: Isoptera. Tydskr. Natuurwet. 8:151-155.
- NIX, H.A., 1983. Climate of tropical savannas. In: Ecosystems of the world 13. D.W. Goodall (ed. in chief). Tropical savannas. F. Boulière (ed.). Elsevier Publishing Company: Amsterdam.
- NOBLE, I.R., 1978. Predicting successional change. In: Fire regimes and ecosystem properties. Proceedings of the conference. USA Department of Agriculture and Forest Service. General Technical Report WO-26:273-300.
- NORTON, G.A. & B.H. WALKER, 1985. A decision analysis approach to savanna management. J. Environ. Manage. 21:15-31.

- NOVELLIE, P.A., 1983. Feeding ecology of the kudu *Tragelaphus strepsiceros* (Pallas) in the Kruger National Park. DSc.(Zoology)-thesis. University of Pretoria: Pretoria.
- NOY-MEIR, I., 1975. Stability of grazing systems: an application of predator-prey graphs. J. Ecol. 63:459-481.
- OATES, L.G., 1972. Food preferences of giraffe in Transvaal Lowveld mopane woodland. J. South. Afr. Wildl. Mgmt. Ass. 2:21-23.
- O'CONNOR, T.G., 1985. A synthesis of field experiments concerning the grass layer in the savanna regions of southern Africa. South African National Scientific Programmes Report No.114. Council for Scientific and Industrial Research : Pretoria.
- OWEN, D.F., 1980. How plants may benefit from the animals that eat them. Oikos 35:230-235.
- OWEN, D.F. & R.G. WIEGERT, 1976. Do consumers maximise plant fitness? Oikos 27:488-499.
- OWEN, D.F. & R.G. WIEGERT, 1982(a). Grasses and grazers: is there a mutualism? Oikos 38:258-259.
- OWEN, D.F. & R.G. WIEGERT, 1982(b). Beating the walnut tree: more on grass/grazer mutualism. Oikos 39:115-116.
- OWEN-SMITH, N., 1977. On territoriality in ungulates and an evolutionary model. Quart. Rev. Biol. 52:1-38.
- OWEN-SMITH, N., 1978. Factors influencing the consumption of plant products by large herbivores. In: Ecology of Tropical Savannas. Huntley, B.J. & Walker, B.H. (eds.). Springer-Verlag: Berlin.
- OWEN-SMITH, N. & S.M. COOPER, 1987. Palatability of woody plants to browsing ruminants in a South African Savanna. Ecology 68:319-331.
- OWEN-SMITH, N., S.M. COOPER & P. NOVELLIE, 1983. Aspects of the feeding ecology of a browsing ruminant: the kudu. S. Afr. J. Anim. Sci. 13:35-38.
- OWEN-SMITH, N. & P. NOVELLIE, 1982. What should a clever ungulate eat? Am. Nat. 119:151-178.

- PAIGE, K.N. & T.G. WHITHAM, 1987. Overcompensation in response to mammalian herbivory: the advantage of being eaten. Am. Nat. 129:407-416.
- PEEK, J.M., 1986. A review of wildlife management. Prentice-Hall: Englewood Cliffs, New Jersey.
- PELLEW, R.A.P., 1983(a). The impacts of elephant, giraffe and fire upon the Acacia tortilis woodlands of the Serengeti. Afr. J. Ecol. 21:41-74.
- PELLEW, R.A., 1983(b). The giraffe and its food resource in the Serengeti. I. Composition, biomass and production of available browse. Afr. J. Ecol. 21:241-267.
- PELLEW, R.A., 1983(c). The giraffe and its food resource in the Serengeti. II. Response of the giraffe population to changes in the food supply. Afr. J. Ecol. 21:269-283.
- PELLEW, R.A.P., 1984. The feeding ecology of a selective browser, the giraffe (Giraffa camelopardalis tippelskirchi). J. Zool., Lond. 202:57-81.
- PETTIFER, H.L. & R.H. STUMPF, 1981. An approach to the calculation of habitat preference data: Impala on Loskop Dam Nature Reserve. S. Afr. J. Wildl. Res. 11:5-13.
- PIENAAR, U. de V., 1972. Die ekologiese betekenis van paaie in 'n nasionale park. Custos 1:35-44.
- 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.
- POPPER, K.R., 1980. The logic of scientific discovery. Routledge: London.
- RHOADES, D.F., 1985. Offensive-defensive interactions between herbivores and plants: their relevance in herbivore population dynamics and ecological theory. Am. Nat. 125:205-238.
- ROBBINS, C.T., S.MOLE, A.E. HAGERMAN & T.A. HANLEY, 1987. Role of tannins in defending plants against ruminants : reduction in dry matter digestion? Ecology 68:1 606-1 615.
- ROBINSON, H., 1972. Biogeography. MacDonald & Evans Ltd.: Estover.

- ROMESBURG, H.C., 1981. Wildlife science: gaining reliable knowledge. J. Wildl. Manage. 45(2):293-313.
- ROWE-ROWE, D.T., 1983. Habitat preferences of five Drakensberg antelopes. S. Afr. J. Wildl. Res. 13:1-8.
- RUSHWORTH, J.E., 1978. Kalahari sand scrub - something of value. The Rhodesia Science News 12:193-195.
- RUTHERFORD, M.C., 1979. Plant-based techniques for determining available browse and browse utilization: a review. Bot. Rev. 45:203-228.
- RUTHERFORD, M.C., 1980. Annual plant production-precipitation relations in arid and semi-arid regions. S. Afr. J. Sci. 76:53-57.
- RUTHERFORD, M.C., 1982(a). Aboveground biomass categories of woody plants in a Burkea africana-Ochna pulchra savanna. Bothalia 14:131-138.
- RUTHERFORD, M.C., 1982(b). Annual production fraction of aboveground biomass in relation to plant shrubbiness in savanna. Bothalia 14:139-142.
- SALT, G.W., 1983. Roles: their limits and responsibilities in ecological and revolutionary research. Am. Nat. 122:697-705.
- SAUER, J.J.C., J.D. SKINNER & A.H.W. NEITZ, 1982. Seasonal utilization of leaves by giraffes Giraffa camelopardalis, and the relationship of the seasonal utilization to the chemical composition of leaves. S. Afr. J. Zool. 17:210-219.
- SAUER, J.J.C., G.K. THERON & J.D. SKINNER, 1977. Food preferences of giraffe Giraffa camelopardalis in the Arid Bushveld of the Western Transvaal. S. Afr. J. Wildl. Res. 7:53-59.
- SCHEEPERS, J.C., 1983. Vegetation studies in South Africa. Bothalia 14:683-690.
- SCHOLES, R.J., 1986 (unpublished). A guide to bush clearing in the eastern Transvaal lowveld. Typescript (50pp). University of the Witwatersrand: Johannesburg.

- SCHULZE, B.R., 1947. The climates of South Africa according to the classifications of Köppen and Thornthwaite. S. A. Geogr. J. 29:32-42.
- SCHULZE, R.E. & O.S. MCGEE, 1978. Climatic indices and classifications in relation to the biogeography of southern Africa. In: Biogeography and ecology of southern Africa. M.J.A. Werger (ed.). Dr. W. Junk Publishers: The Hague.
- SEASTEDT, T.R., 1985. Maximization of primary and secondary productivity by grazers. Am. Nat. 126:559-564.
- SILVERTOWN, J.W., 1982. No evolved mutualism between grasses and grazers. Oikos 38:253-254.
- SIMPSON, C.D., 1972. An evaluation of seasonal movement in greater kudu populations - Tragelaphus strepsiceros Pallas - in three localities in southern Africa. Zool. Afr. 7:197-205.
- SKINNER,¹ J.D., R.H. MUNRO & I. ZIMMERMAN, 1984. Comparative food intake and growth of cattle and impala on mixed tree savanna. S. Afr. J. Wildl. Res. 14:1-9.
- SMITH, T.M. & B.H. WALKER, 1983. The role of competition in the spacing of savanna trees. Proc. Grassl. Soc. South. Afr. 18:159-164.
- SMITHERS, R.H.N., 1983. The mammals of the southern African sub-region. The University of Pretoria: Pretoria.
- SMUTS, G.L., 1982. Lion. McMillan South Africa (Publishers) (PTY) Ltd: Johannesburg.
- SNEDECOR, G.W. & W.G. COCHRAN, 1967. Statistical methods. The Iowa State University Press: Ames, Iowa.
- STENSETH, N.C., 1978. Do grazers maximise individual plant fitness? Oikos 31:299-306.
- STOCH, E.J., 1976. Soil classification (with particular reference to South Africa). MSc.(Agric.)-dissertation. University of Pretoria: Pretoria.
- STUART-HILL, G.C., A.J. AUCAMP, C.J.G LE ROUX & W.R. TEAGUE, 1986. Towards a method of assessing the veld condition of the Valley Bushveld in the Eastern Cape. J. Grassl. Soc. South Afr. 3:19-24.

- TAINTON, N.M., 1981(a). Introduction to the concepts of development, production and stability of plant communities. In: Veld and pasture management in South Africa. N.M. Tainton (ed.). Shuter & Shooter: Pietermaritzburg.
- TAINTON, N.M., 1981(b). The ecology of the main grazing lands of South Africa. In: Veld and pasture management in South Africa. N.M. Tainton (ed.). Shuter & Shooter: Pietermaritzburg.
- TAINTON, N.M., P.J. EDWARDS & M.T. MENTIS, 1980. A revised method for assessing veld condition. Proc. Grassl. Soc. South. Afr. 15:37-42.
- TALBOT, L.M., 1980. The world's conservation strategy. Environ. Cons. 7:259-270.
- TAYLOR, R.D. & B.H. WALKER, 1978. Comparisons of vegetation use and herbivore biomass on a Rhodesian game and cattle ranch. J. Appl. Ecol. 15:565-581.
- THOMPSON, B.W., 1965. The climate of Africa. Oxford University Press: London.
- THOMPSON, K. & M.G. UTTLEY, 1982. Do grasses benefit from grazing? Oikos 39:113-115.
- TROLLOPE, W.S.W., 1984. Fire in savanna. In: The ecological effects of fire in South African ecosystems. P. de V. Booysen & N.M. Tainton (eds.). Springer-Verlag: Berlin.
- TUOMI, J., P. NIEMELÄ, E. HAUKIOJA, S. SIREN, & M. NEUVONEN, 1984. Nutrient stress: an explanation for plant anti-herbivore responses to defoliation. Oecologia(Berlin) 61:208-201.
- TYSON, P.D., 1986. Climatic change and variability in Southern Africa. Oxford University Press: Oxford.
- VAN ARK, H. 1981. Eenvoudige biometrisiese tegnieke en proefontwerpe met spesiale verwysing na entomologiese navorsing. Wetenskaplike pamflet No.396. Departement Landbou en Visserye: Pretoria.

- VAN DEN BERG, J.A., 1983. Die verwantskap tussen die langtermyn gemiddelde reënval en die weidingskapasiteit van natuurlike veld in droë dele van Suid-Afrika. Handl. Weidingsver. Suid. Afr. 18:165-167.
- VAN DER MEULEN, F. & M.J.A. WERGER, 1984. Crown characteristics, leaf size and light throughfall of some savanna trees in southern Africa. S. Afr. J. Bot. 3:208-218.
- VAN DER SCHIJFF, H.P., 1959. Weidingsmoontlikhede en weidingsprobleme in die Nasionale Krugerwildtuin. Koedoe 2:8-127.
- VAN DER SCHIJFF, H.P., 1964. 'n Herevaluasie van die probleem van bosindringing in Suid-Afrika. S. A. Tydskr. Natuurwet. 4:67-80.
- VAN DER WALT, P.T., 1980. A phytosociological reconnaissance of the Mountain Zebra National Park. Koedoe 23:1-32.
- VAN HOVEN, W., 1984. Tree's secret warning system against browsers. Custos 13(5):11-16.
- VAN HOVEN, W., E.A. BOOMKER & G.C.O. DE BEER, 1984. Preliminary results of in vitro digestion of some plants utilized by Kalahari ungulates. Supplement to Koedoe 1984: 143-151.
- VAN ROOYEN, J. & J.G. DU TOIT, 1986. Paaie. In: Wildplaasbestuur. J. du P. Bothma (red). J.L. van Schaik: Pretoria.
- VAN ROOYEN, N., 1978. 'n Ekologiese studie van die plantgemeenskappe van die Punda Milia-Pafuri-Wambiyagebied in die Nasionale Krugerwildtuin. MSc.-verhandeling. Universiteit van Pretoria: Pretoria.
- VAN ROOYEN, N., 1983. Die plantegroei van die Roodeplaatdam Natuurreservaat II. Die plantgemeenskappe. S. Afr. Tydskr. Plantk. 2:115-125.
- VAN ROOYEN, N., 1984. 'n Fenologiese studie van die plantegroei van die Roodeplaatdam-natuurreservaat. PhD.-proefskrif. Universiteit van Pretoria: Pretoria.

- VAN ROOYEN, N., J.O. GRUNOW, & G.K. THERON, 1986.
Weiveldbestuur. In: Wildplaasbestuur. J. du P.Bothma (red). J.L. van Schaik: Pretoria.
- VAN VUUREN, J.A.J., 1979. Die voedingselementstatus van die mielieplant met betrekking tot saadproduksie. MSc.(Agric.)-verhandeling. Universiteit van Pretoria: Pretoria.
- VAN WYK, P., 1974. Veldbrand as weiveldbeheermetode. Deel II. Custos 3:13-19.
- VAN WYK, J.J.P., O.J.H. BOSCH & J.A. KRUGER, 1969.
Droogtebeskadiging van bosveldbome en groot struik. Handl. Weidingsver. Suid. Afr. 4:61-65.
- VORSTER, M., 1982. The development of the ecological index method for assessing veld condition in the Karoo. Proc. Grassl. Soc. South. Afr. 17:84-89.
- WALKER, B.H., 1976. An assesment of the ecological basis of game ranching in southern African savannas. Proc. Grassl. Soc. South. Afr. 11:125-130.
- WALKER, B.H., 1979. Game ranching in Africa. In: Management of semi-arid ecosystems. B.H. Walker (ed.). Elsevier Scientific Publishing Company: Amsterdam.
- WALKER, B.H., 1980. Stable production versus resilience: a grazing management conflict? Proc. Grassl. Soc. South. Afr. 15:79-83.
- WALKER, B.H., D. LUDWIG, C.S. HOLLING & R.M. PETERMAN, 1981. Stability of semi-arid savanna grazing systems. J. Ecol. 69:473-498.
- WALKER, B.H., D.A. MATTHEWS & P.J. DYE, 1986. Management of grazing systems - existing versus an event-orientated approach. S. Afr. J. Sci. 82:172.
- WALTER, H., 1963. Climatic diagrams as a means to comprehend the various climatic types for ecological and agricultural purposes. In: The water relations of plants. A.J. Rutter & F.H. Whitehead (eds.). Blackwell: London.
- WALTER, H., 1973. Vegetation of the earth in relation to climate and the eco-physiological conditions. Springer-Verlag: New York.

- WALTERS, C.J. & R. HILBORN, 1978. Ecological optimization and adaptive management. Ann. Rev. Ecol. Syst. 9:157-188.
- WELLS, M.J., A.A. BALSINHAS, H. JOFFE, V.M. ENGELBRECHT, G. HARDING & C.H. STIRTON, 1986. A catalogue of problem plants in southern Africa. Mem. Bot. Surv. S. Afr. 53:1-658.
- WERGER, M.J.A., 1973. An account of the plant communities of Tussen-die-Riviere Game Farm, Orange Free State. Bothalia 1:165-176.
- WERGER, M.J.A., 1974. On concepts and techniques applied in the Zürich-Montpellier method of vegetation survey. Bothalia 11:309-323.
- WERGER, M.J.A. & B.J. COETZEE, 1977. A phytosociological and phytogeographical study of Augrabies Falls National Park, Republic of South Africa. Koedoe 20:11-51.
- WESTFALL, R.H., 1981. The plant ecology of the farm Groothoek, Thabazimbi district. MSc.-dissertation. University of Pretoria: Pretoria.
- WESTFALL, R.H., G. DEDNAM, N. VAN ROOYEN & G.K. THERON, 1982. Phytotab - a program package for Braun-Blanquet tables. Vegetatio 49:35-37.
- WESTFALL, R.H., N. VAN ROOYEN & G.K. THERON, 1983. Veld condition assesment in Sour Bushveld. Proc. Grassl. Soc. South. Afr. 18:73-76.
- WESTHOFF, V., 1967. Problems and use of structure in the classification of vegetation. The diagnostic evaluation of structure in the Braun-Blanquet system. Acta Botanica Neerlandia 15:495-511.
- WESTHOFF, V. & E. VAN DER MAAREL, 1978. The Braun-Blanquet approach. In: Classification of plant communities. R.H. Whittaker (ed.). Dr. W. Junk bv. Publishers: The Hague.
- WESTOBY, M., 1979/1980. Elements of a theory of vegetation dynamics in arid rangelands. Israel J. of Botany 28:169-194.
- WESTOBY, M., 1985. Does heavy grazing usually improve the food resource for grazers? Am. Nat. 126:870-871.

- WESTOBY, M., 1986. Mechanisms influencing grazing success for livestock and wild herbivores. Am. Nat. 128:940-941.
- WHITTAKER, R.H., 1978. Approaches to classifying vegetation. In: Classification of plant communities. R.H. Whittaker (ed.). Dr. W. Junk bv. Publishers: The Hague.
- WITKOWSKI, E.T.F., 1983. Ecology of the Klaserie Private Nature Reserve. MSc.-dissertation. University of the Witwatersrand: Johannesburg.
- YOUNG, E., 1970. Water as faktor in die ekologie van wild in die Nasionale Krugerwildtuin. DSc.(Natuurbeheer)-proefskrif. Universiteit van Pretoria: Pretoria.

BYLAE

Bylae 1: Lys van opvallende plantspesies in die Atherstone Natuurresewaat, Noordwes-Transvaal, gedurende 1984 tot 1985. Soorte gemerk met * verskyn in Wells, et al., 1986. Benaming is volgens Gibbs Russell, et al., 1984. Eksemplare is by die H.G.W.J. Schweikerdt-Herbarium beskikbaar. (** 'n Bossie word as 'n kruidagtige dwergstruik gedefiniëer).

TAKSONOMIESE KLASSIFIKASIE	GROEI- VORM**	GRONDVORM	VERSAMEL- NOMMER VAN J.C. PAUW
----------------------------	------------------	-----------	---

ANGIOSPERMAE

Monocotelydonae:

Poaceae

K10 Ischaemum L.

<u>I. afrum</u> (J.F. Gmel.) Dandy*	Gras	Arcadia	2
-------------------------------------	------	---------	---

K13 Sehima Forsk.

<u>S. galpinii</u> Stent	Gras	Arcadia	59
--------------------------	------	---------	----

K46 Sorghum Moench

<u>S. versicolor</u> Anderss.	Gras	Arcadia	61
-------------------------------	------	---------	----

K64 Dichanthium Willemet

<u>D. annulatum</u> (Forssk.) Stapf	Gras	Arcadia,	103
var. <u>papillosum</u> (A.Rich.)		Valsrivier	
De Wet & Harlan*			

K72 Cymbopogon Spreng.

<u>c. validus</u> (Stapf) Stapf	Gras	Hutton,	47
ex Burtt Davy*		Valsrivier,	
		Arcadia	

K80 Heteropogon Pers.

<u>H. contortus</u> (L.) Roem & Schult.*	Gras	Valsrivier	52
--	------	------------	----

K89 Digitaria Haller

<u>D. eriantha</u> Steud.*	Gras	Hutton,	48,
		Arcadia	205,
			210

K104	<u>Brachiaria</u> Griseb.			
	<u>B. eruciformis</u> (J.E. Sm.)	Gras	Arcadia	11
	Griseb.			
K104c	<u>Pseudobrachiaria</u> Launert			
	<u>P. deflexa</u> (Schumach.)	Gras	Hutton	57
	Launert*			
K110	<u>Urochloa</u> Beauv.			
	<u>U. brachyura</u> (Hack.)	Gras	Hutton,	56
	Stapf*		Valsrivier	
	<u>U. mosambicensis</u> (Hack.)	Gras	Valsrivier	132
	Dandy*			
K112	<u>Echinochloa</u> Beauv.			
	<u>E. colona</u> (L.) Link*	Gras	Pan	141
K116	<u>Panicum</u> L.			
	<u>P. coloratum</u> L.*	Gras	Hutton,	147
			Valsrivier	
	<u>P. coloratum</u> L. var.	Gras	Clovelly	208
	<u>coloratum</u> *			
	<u>P. maximum</u> Jacq. *	Gras	Hutton	49
	<u>P. schinzii</u> Hack.*	Gras	Pan	140
K128	<u>Setaria</u> Beauv.			
	<u>S. incrassata</u> (Hochst.)	Gras	Arcadia	194
	Hack.*			
	<u>S. ustilata</u> De Wit	Gras	Hutton	43
	<u>S. verticillata</u> (L.)	Gras	Valsrivier	3
	Beauv.*			
K132a	<u>Rhynchelytrum</u> Nees			
	<u>R. repens</u> (Willd.) C.E.	Gras	Hutton	50
	Hubb.*			
K140	<u>Cenchrus</u> L.			
	<u>C. ciliaris</u> L.*	Gras	Arcadia,	152,
			Valsrivier	181
K261a	<u>Stipagrostis</u> Nees			
	<u>S. uniplumis</u> (Licht.) De	Gras	Clovelly,	118
	Winter var. <u>uniplumis</u> *		Hutton	

K262	<u>Aristida</u> L.			
	<u>A. adscensionis</u> L. subsp.	Gras	Valsrivier	192
	<u>adscensionis</u>			
	<u>A. adscensionis</u> L. subsp.	Gras	Hutton	55
	<u>guineensis</u> (Trin. & Rupr.) Henr.*			
	<u>A. congesta</u> Roem. & Schult. subsp. <u>barbicollis</u> (Trin & Rupr.) De Winter*	Gras	Hutton	161
	<u>A. congesta</u> Roem & Schult. subsp. <u>congesta</u>	Gras	Hutton	54
	<u>A. stipitata</u> Hack. subsp. <u>spicata</u> (De Winter) Meld.	Gras	verspreid	114
K274	<u>Tragus</u> Haller			
	<u>T. berteronianus</u> Schult.*	Gras	Hutton	58
K280	<u>Perotis</u> Ait.			
	<u>P. patens</u> Gand.*	Gras	Clovelly	115
K283	<u>Sporobolus</u> R. Br.			
	<u>S. nitens</u> Stent	Gras	Valsrivier	209
K286	<u>Eragrostis</u> Beauv.			
	<u>E. biflora</u> Hack. ex Schinz*	Gras	Hutton	45
	<u>E. cilianensis</u> (All.) F.T. Hubb.*	Gras	Hutton, Valsrivier	134, 119
	<u>E. curvula</u> (Schrad.) Nees*	Gras	Arcadia	170, 195
	<u>E. lehmanniana</u> Nees var. <u>chaunanta</u> (Pilg.) De Winter*	Gras	Hutton	221
	<u>E. lehmanniana</u> Nees var. <u>lehmanniana</u> *	Gras	Clovelly	197
	<u>E. pallens</u> Hack.	Gras	Clovelly	145
	<u>E. rigidior</u> Pilg.*	Gras	Hutton	46
	<u>E. superba</u> Peyr.*	Gras	Hutton	44
K301	<u>Chloris</u> Swartz			
	<u>C. virgata</u> Swartz*	Gras	Valsrivier	51
K330	<u>Dinebra</u> Jacq.			

	<u>D. retroflexa</u> (Vahl.)	Gras	Arcadia	4,
	<u>Panz. var. condensata</u> S.M.			60,
	Phillips			104
K334	<u>Pogonarthria</u> Stapf			
	<u>P. squarrosus</u> (Roem. & Schult.) Pilg.*	Gras	Clovelly, Hutton	175
K345	<u>Diplachne</u> Beauv.			
	<u>D. fusca</u> (L.)	Gras	Pan	139
K357	<u>Enneapogon</u> Desv. ex Beauv.			
	<u>E. cenchroides</u> (Roem. & Schult.) C.E. Hubb*	Gras	Valsrivier	133
	<u>E. scoparius</u> Stapf*	Gras	Hutton, Valsrivier	53
K361	<u>Schmidtia</u> Steud. ex J.A. Schmidt			
	<u>S. pappophoroides</u> Steud.*	Gras	Hutton, Clovelly	117
K371	<u>Fingerhuthia</u> Nees			
	<u>F. africana</u> Lehm.	Gras	Valsrivier	191

Dicotelydonae:

Cyperaceae

471	<u>Fimbristylis</u> Vahl			
	<u>F. hispidula</u> (Vahl) Kunth*	Kruid	Clovelly	116

Commelinaceae

896	<u>Commelina</u> L.			
	cf. <u>C. africana</u> L. var. <u>lancispatha</u> C.B. Cl.	Kruid	Hutton	163
	<u>C. bella</u> Oberm.	Kruid	Arcadia	168
	<u>C. benghalensis</u> L.*	Kruid	Hutton	162

Liliaceae

989	<u>Anthericum</u> L.			
	<u>A. fasciculatum</u> Bak.	Kruid	Valsrivier	146

1084	<u>Dipcadi</u> Medic.			
	<u>D. glaucum</u> (Ker-Gawl.)	Geofiet	Hutton	203
	Bak.*			
1089	<u>Ornithogalum</u> L.			
	<u>O. seineri</u> (Engl. &	Geofiet	Hutton	202
	Krause) Oberm.			
1113	<u>Protasparagus</u> Oberm.			
	<u>P. cooperi</u> (Bak.)	Struik	Arcadia	15
	Oberm.			
	<u>P. racemosus</u> (Willd.)	Struik	Hutton	18
	Oberm.			
	<u>P. suaveolens</u> (Burch).	Struik	Hutton	126
	Oberm.			
1189	<u>Crinum</u> L.			
	<u>C. paludosum</u> Verdoorn	Geofiet	Pan	216
1190	<u>Ammocharis</u> Herb.			
	<u>A. coranica</u> (Ker-Gawl.)	Geofiet	Hutton	204
	Herb.			
Loranthaceae				
2074	<u>Tapinanthus</u> Blume			
	<u>T. lugardii</u> (N.E.Br.)	Para-	<u>Acacia tortilis</u>	200
	Danser	siet		
Viscaceae				
2093	<u>Viscum</u> L.			
	<u>V. verrucosum</u> Harv.	Para-	<u>Acacia</u>	201
		siet	<u>tortilis</u>	
Olacaceae				
2136	<u>Ximenia</u> L.			
	<u>X. americana</u> L. var.	Kruid	Hutton	198
	<u>microphylla</u>			
	Welw. ex Oliv.			
	<u>X. caffra</u> Sond. var.	Boom	Hutton	213
	<u>caffra</u>			

Amaranthaceae

2293 Hermbstaedtia Reichb.

H. fleckii (Schinz) Bak. Kruid Arcadia 68
 & C.B.Cl.

H. odorata (Burch.) T. Kruid Clovelly 120
 Cooke var. odorata*

2309 Kyphocarpa Lopr.

K. angustifolia (Moq.) Kruid Hutton 41,
 Lopr.* 95

2312 Cyathula Blume

C. hereroensis Schinz Kruid Arcadia 98

Aizoaceae

2376 Limeum L.

L. pterocarpum (Gay) Kruid Hutton 39
 Heimerl

2393 Corbichonia Scop.

C. decumbens (Forssk.) Kruid Arcadia 12,
 Exell* 74

Portulacaceae

2406 Talinum Adans.

cf. T. caffrum (Thunb.) Kruid Hutton 160
 Eckl. & Zeyh.

T. caffrum (Thunb.) Eckl. Kruid Arcadia 14
 & Zeyh.

cf. T. crispatum Dinter Kruid Hutton 36,
 ex V.Poelln. 77

2421 Portulaca L.

P. kermesina N. E. Br. Kruid Hutton 173

Illecebraceae

2467 Pollichia Ait.

P. campestris Ait. Kruid Hutton 177

Capparaceae

3106 Boscia Lam.

<u>B. albitrunca</u> (Burch.) Gilg & Ben.*	Boom	verspreid	91
cf. <u>B. foetida</u> Schinz	Struik	Arcadia	206
<u>B. foetida</u> Schinz subsp. <u>rehmanniana</u> (Pest.) Toelken	Boom	verspreid	21

3109 Cadaba Forsk.

<u>C. aphylla</u> (Thunb.) Wild	Struik	verspreid	13
---------------------------------	--------	-----------	----

3112 Maerua Forsk.

<u>M. parvifolia</u> Pax	Struik	Hutton	78
--------------------------	--------	--------	----

Crassulaceae

3166 <u>Kalanchoe</u> Adans.	Kruid	Valsrivier	196
<u>K. rotundifolia</u> (Haw.) Haw.			

Fabaceae

3443 Albizia Durazz.

<u>A. anthelmintica</u> (A. Rich.) Brongn.	Boom	Hutton, Arcadia	130
---	------	--------------------	-----

3446 Acacia Mill

cf. <u>A. ataxacantha</u> DC.*	Struik	Valsrivier	193
<u>A. burkei</u> Benth.*	Boom	Arcadia, Hutton	19 156
<u>A. caffra</u> (Thunb.) Willd.*	Boom	Arcadia	154
<u>A. erioloba</u> E. Mey*	Boom	Hutton Clovelly,	25 131
<u>A. erubescens</u> Welw. ex Oliv.*	Boom	Hutton	26
cf. <u>A. fleckii</u> Schinz*	Boom	Clovelly	109
<u>A. grandicornuta</u> Gerstn.	Boom	Westleigh, Katspruit	106
<u>A. karroo</u> Hayne*	Boom	Arcadia	155
<u>A. mellifera</u> (Vahl) Benth. subsp. <u>detinens</u> (Burch.)	Struik	Arcadia, Valsrivier	110, 128

Brenan*			
<u>A. nilotica</u> (L.) Willd	Boom	Arcadia,	107
ex Del. subsp. <u>kraussiana</u>		Valsrivier	
(Benth) Brenan*			
cf. <u>A. nilotica</u>	Boom	Arcadia,	137
		Valsrivier	
<u>A. robusta</u> Burch	Boom	verspreid	28
<u>A. senegal</u> (L.) Willd.	Struik	Arcadia,	63
var. <u>rostrata</u> Brenan		Valsrivier	105
<u>A. stuhlmannii</u> Taub.	Struik	Arcadia	65
<u>A. tenuispina</u> Verdoorn*	Struik	Arcadia	1
<u>A. tortilis</u> (Forssk.)	Boom	verspreid	16
Hayne subsp.			
<u>heteracantha</u> (Burch.)			
Brenan*			
3452 <u>Dichrostachys</u> Wight & Arn.			
<u>D. cinerea</u> (L.) Wight	Struik	verspreid	64,
& Arn. subsp. <u>africana</u>			86
Brenan & Brumm.*			
3536 <u>Cassia</u> L.			
<u>C. absus</u> L.*	Kruid	Hutton	38
cf. <u>C. mimosoides</u> L.*	Bossie	Hutton	42
3561 <u>Peltophorum</u> Walp.			
<u>P. africanum</u> Sond.	Boom	Hutton,	22
		Clovelly	
3702 <u>Indigofera</u> L.			
<u>I. circinnata</u> Benth. ex	Bossie	Arcadia	136
Harv.			
cf. <u>I. costata</u> Guill. &	Kruid	Arcadia	99
<u>Perr.</u> subsp. <u>macra</u> (E.			
Mey.) J.B. Gillett			
cf. <u>I. heterotricha</u> DC.*	Bossie	Valsrivier	189
<u>I. rhytidocarpa</u> Benth. ex	Kruid	Hutton	179
Harv. subsp. <u>rhytidocarpa</u>			
<u>I. schimperii</u> Jaub. & Spach	Kruid	Arcadia	7
3717 <u>Ptycholobium</u> Harms			

	cf. <u>P. plicatum</u> (Oliv.) Harms.	Kruid	Arcadia	151
3718	<u>Tephrosia</u> Pers.			
	cf. <u>T. burchelli</u> Burt Davy	Kruid	Hutton	142
	cf. <u>T. purpurea</u> (L.) Pers.	Kruid	Hutton	37,
	subsp. <u>leptostachya</u> (DC.) Brummitt			66
3747	<u>Sesbania</u> Scop.			
	cf. <u>S. bispinosa</u> (Jacq.) W.F. Wight var. <u>bispinosa</u> *	Kruid	Arcadia	5
3865	<u>Neorautanenia</u> Schinz			
	<u>N. amboensis</u> Schinz	Kruid	Clovelly	121
3897	<u>Rhynchosia</u> Lour.			
	cf. <u>R. minima</u> (L.) D.C.	Kruid	Arcadia	71
	<u>R. minima</u> (L.) D.C. var. <u>prostrata</u> (Harv.) Meikle	Kruid	Arcadia	101, 102
	<u>R. venulosa</u> (Hiern) K. Schum.	Kruid	Hutton, Clovelly	125
3906	<u>Otoptera</u> DC.			
	<u>O. burchelli</u> DC.	Struik	Clovelly	144
Geraniaceae				
3925	<u>Monsonia</u> L.			
	cf. <u>M. angustifolia</u> E. Mey. ex A. Rich.	Kruid	Hutton	159
Zygophyllaceae				
3978	<u>Tribulus</u> L.			
	<u>T. terrestris</u> L.*	Kruid	Arcadia	8
Burseraceae				
4151	<u>Commiphora</u> Jacq.			
	cf. <u>C. merkeri</u> Engl.	Boom	Hutton	207
	<u>C. pyracanthoides</u> Engl.*	Struik	Hutton	79, 88

	<u>G. bicolor</u> Juss.*	Struik	Hutton	178
	<u>G. flava</u> D.C.*	Struik	verspreid	10
	<u>G. flavescens</u> Juss. var. <u>flavescens</u>	Struik	Hutton	124
Malvaceae				
4983	<u>Abutilon</u> Mill.			
	<u>A. guineense</u> (K. Schum.) Bak. f. & Exell	Kruid	Arcadia	73
4998	<u>Sida</u> L.			
	<u>S. cordifolia</u> L.*	Kruid	Clovelly	122
	<u>S. ovata</u> Forssk.	Kruid	Hutton, Clovelly	119, 143, 185
5013	<u>Hibiscus</u> L.			
	<u>H. pusillus</u> Thunb.*	Kruid	Arcadia	150
	<u>H. trionum</u> L.*	Kruid	Arcadia	6
Sterculiaceae				
5047	<u>Melhania</u> Forsk.			
	<u>M. acuminata</u> Mast. var. acuminata	Struik	Hutton	81
5053	<u>Dombeya</u> Cav.			
	<u>D. rotundifolia</u> (Hochst.) Planch. var. <u>rotundifolia</u>	Struik	Hutton	31
Combretaceae				
5538	<u>Combretum</u> Loefl.			
	<u>C. apiculatum</u> Sond. subsp. <u>apiculatum</u>	Boom	Hutton	17
	<u>C. hereroense</u> Schinz	Boom	Hutton	30, 76, 112
	<u>C. imberbe</u> Wawra*	Boom	Hutton, Valsrivier, Arcadia	24

5544	<u>Terminalia</u> L.				
	<u>T. sericea</u> Burch. ex DC.*	Boom	Clovelly		92
Ebenaceae					
6404	<u>Euclea</u> Murray				
	<u>E. undulata</u> Thunb.*	Struik	Hutton		75
6406	<u>Diospyros</u> L.				
	<u>D. lycioides</u> Desf. subsp.	Struik	Hutton		174,
	<u>lycioides</u>				212
Oleaceae					
6438	<u>Menodora</u> Humb. & Bonpl.				
	<u>M. africana</u> Hook.	Kruid	Arcadia		70
Periplocaceae					
6747	<u>Raphionacme</u> Harv.				
	<u>R. velutina</u> Schltr.	Kruid	Hutton		188
Convulvulaceae					
6973	<u>Evolvulus</u> L.				
	<u>E. alsinoides</u> (L.) L. var.	Kruid	Huttton		164
	<u>linifolius</u> (L.) Bak.*				
6978	<u>Seddera</u> Hochst.				
	<u>S. capensis</u> (E. Mey. ex	Kruid	Arcadia		166
	Choisy) Hallier f.				
7003	<u>Ipomoea</u> L.				
	<u>I. bolusiana</u> Schinz	Kruid	Arcadia		69
	<u>I. coscinosperma</u> Hochst.	Kruid	Arcadia		62
	ex Choisy*				
	cf. <u>I. simplex</u> Thunb.	Kruid	Arcadia		169
Boraginaceae					
7043	<u>Ehretia</u> L.				
	<u>E. rigida</u> (Thunb.) Druce*	Struik	Hutton		127
7052	<u>Heliotropium</u> L.				
	<u>H. steudneri</u> , Vatke*	Kruid	Arcadia		135

Verbenaceae

7144 Lantana L.

L. mearnsii Moldenke var. Kruid Arcadia 148
latibracteolata Moldenke

7191 Clerodendrum L.

C. myricioides (Hochst.) Struik Hutton 34
 Vatke

cf. C. myricioides Struik Hutton 82
 (Hochst.) Vatke

Labiatae

7268 Leucas R. Br.

L. capensis (Benth.) Engl. Kruid Hutton, 172,
 Valsrivier 184,
 190

Solanaceae

7379 Lycium L.

L. cinereum Thunb. (Sens. Struik Arcadia 9,
 Lat.) 108

7407 Solanum L.

S. panduriforme E. Mey.* Struik Hutton 93

Bignoniaceae

7722 Rhigozum Burch.

R. obovatum Burch. Struik Valsrivier 214

R. brevispinosum Kuntze Struik Hutton 32,
 138

Pedaliaceae

7771 Harpagophytum DC.

H. zeyheri Decne subsp. Kruid Clovelly 113

zeyheri

7777 Sesamum L.

S. capense Burm. f. subsp. Kruid Hutton 96

	<u>capense</u>			
	<u>S. triphyllum</u> Welw. ex	Kruid	Hutton	176
	Aschers. var. <u>triphyllum</u> *			
7778	<u>Ceratotheca</u> Endl.			
	<u>C. triloba</u> (Bernh.) Hook.	Kruid	Hutton	94
	f.*			
Acanthaceae				
7946	<u>Ruelliopsis</u> C.B. Cl.			
	<u>R. setosa</u> (Nees) C.B. Cl.	Kruid	Arcadia	165
7973	<u>Barleria</u> L.			
	<u>B. randii</u> S. Moore	Kruid	Hutton	183
Rubiaceae				
8285	<u>Gardenia</u> Ellis			
	<u>G. volkensii</u> K. Schum.	Struik	Hutton	27,
	subsp. <u>volkensii</u>			129
	cf. <u>G. volkensii</u> K. Schum.			
	subsp. <u>volkensii</u>	Struik	Hutton	90
Cucurbitaceae				
8599	<u>Cucumis</u> L.			
	cf. <u>C. africanus</u> L.F.	Kruid	verspreid	40
Asteraceae				
8751	<u>Vernonia</u> Schreb.			
	<u>V. fastigiata</u> Oliv. &	Kruid	Arcadia	180
	Hiern*			
8937	<u>Tarconanthus</u> L.			
	<u>T. camphoratus</u> L.*	Struik	Arcadia	153
8953	<u>Epaltes</u> Cass.			
	<u>E. gariepina</u> (DC.) Steetz	Kruid	Arcadia	100
9291	<u>Schkuhria</u> Roth			
	<u>S. pinnata</u> (Lam.) Cabr.*	Kruid	Arcadia	72
9435	<u>Hirpicium</u> Cass.			
	<u>H. bechuanense</u> (S. Moore)			
	Roessl.*	Kruid	Hutton	83

Bylae 2: Lys van groter soogdiersoorte in die Atherstone
 Natuurresewaat, Noordwes-Transwaal, gedurende 1984
 tot 1987. (* Nommers volg die sisteem van Smithers,
 1983).

NR*	GEWONE NAAM	SOORTNAAM
16	Krimpvarc	<u>Erinaceus frontalis</u> A. Smith, 1831
115	Nagapie	<u>Galago senegalenses</u> E. Geoffroy, 1796
117	Kaapse bobbejaan	<u>Papio ursinus</u> (Kerr, 1769)
119	Blouaap	<u>Cercopithecus pygerythrus</u> (F. Cuvier, 1820)
121	Ietermagog	<u>Manis temminckii</u> (Smuts, 1832)
123	Kolhaas	<u>Lepus saxatilis</u> F.Cuvier, 1823
134	Ystervarc	<u>Hystrix africaeausralis</u> Peters, 1852
135	Springhaas	<u>Pedetes capensis</u> (Forster, 1778)
145	Boomeekhorring	<u>Paraxerus cepapi</u> (A. Smith, 1836)
244	Aardwolf	<u>Proteles cristatus</u> Sparrman, 1783
245	Strandjut	<u>Hyaena brunnea</u> Thunberg, 1820
247	Jagluiperd	<u>Acinonyx jubatus</u> (Schreber, 1775)
248	Luiperd	<u>Panthera pardus</u> (Linnaeus, 1758)
250	Rooikat	<u>Felis caracal</u> (Schreber, 1776)
251	Vaalboskat	<u>Felis lybica</u> Forster, 1780
253	Tierboskat	<u>Felis serval</u> Schreber, 1776
255	Bakoorjakkals	<u>Otocyon megalotis</u> (Desmarest, 1822)
259	Rooijakkals	<u>Canis mesomelas</u> Schreber, 1778
262	Ratel	<u>Mellivora capensis</u> (Schreber, 1776)
266	Afrikaanse siwet	<u>Civettictis civetta</u> Schreber 1776
267	Kleinkolmuske- jaatkat	<u>Genetta genetta</u> Linnaeus, 1758
269	Stokstertmeerkat	<u>Suricata suricatta</u> (Erxleben, 1777)
274	Swartkwasmuis- hond	<u>Galerella sanguinea</u> (Ruppel, 1836)
279	Gebande muishond	<u>Mungos mungo</u> Gmelin, 1788
280	Dwergmuishond	<u>Helogale parvula</u> Sundervall, 1846
288	Erdvarc	<u>Orycteropus afer</u> (Pallas, 1766)

295 Witrenoster	<u>Ceratotherium simum</u> (Burchell, 1817)
297 Hartmann se bergkwagga	<u>Equus zebra harmannae</u> Matschie, 1898
298 Bontsebra	<u>Equus burchelli</u> (Gray, 1824)
300 Vlakvark	<u>Phacochoerus aethiopicus</u> (Pallas, 1766)
303 Kameelperd	<u>Giraffa camelopardalis</u> (Linnaeus, 1758)
306 Blouwildebees	<u>Connochaetes taurinus</u> (Burchell, 1823)
308 Rooihartbees	<u>Alcelaphus buselaphus</u> (Pallas, 1766)
310 Tsessebe	<u>Damaliscus lunatus</u> (Burchell, 1823)
313 Gewone duiker	<u>Sylvicapra grimmia</u> (Linnaeus, 1758)
318 Steenbok	<u>Raphicerus campestris</u> (Thunberg, 1811)
322 Rooibok	<u>Aepyceros melampus</u> (Lichtenstein, 1812)
325 Bastergemsbok	<u>Hippotragus equinus</u> (Desmarest, 1804)
326 Swartwitpens	<u>Hippotragus niger</u> (Harris, 1838)
327 Gemsbok	<u>Oryx gazella</u> (Linnaeus, 1758)
329 Koedoe	<u>Tragelaphus strepsiceros</u> (Pallas, 1766)
332 Bosbok	<u>Tragelaphus scriptus</u> (Pallas, 1766)
333 Eland	<u>Taurotragus oryx</u> (Pallas, 1766)
336 Waterbok	<u>Kobus ellipsiprymnus</u> (Ogilby, 1833)

Bylae 3: Lys van opvallende voëlsoorte in die Atherstone
 Natuurreserveaat, Noordwes-Transvaal gedurende 1984 tot
 1986. (* Nommers en name volgens Maclean, 1985)

<u>S.A.</u> <u>NR.*</u>	<u>GEWONE NAAM</u>	<u>SPESIENAAM</u>
1	Volstruis	<u>Struthio camelus</u>
8	Kleindobbertjie	<u>Tachybaptus ruficollis</u>
62	Bloureier	<u>Ardea cinerea</u>
63	Swartkopreier	<u>Ardea melanocephala</u>
71	Bosluisvoël	<u>Bubulcus ibis</u>
81	Hamerkop	<u>Scopus umbretta</u>
83	Witooievaar	<u>Ciconia ciconia</u>
84	Grootswartooievaar	<u>Ciconia nigra</u>
85	Kleinswartooievaar	<u>Ciconia abdimii</u>
89	Maraboe	<u>Leptoptilos crumeniferus</u>
90	Nimmersat	<u>Mycteria ibis</u>
94	Hadede	<u>Bostrychia hagedash</u>
95	Lepelaar	<u>Platalea abba</u>
99	Nonnetjie-eend	<u>Dendrocygna viduata</u>
102	Kolgans	<u>Alopochen aegyptiacus</u>
104	Geelbekeend	<u>Anas undulata</u>
108	Rooibekeend	<u>Anas erythrohyncha</u>
113	Bruineend	<u>Netta erythroptalma</u>
115	Knobbeleend	<u>Sarkidiornis melanotos</u>
116	Wildemakou	<u>Plectropterus gambensis</u>
118	Sekretarisvoël	<u>Sagittarius serpentarius</u>
122	Kransaasvoël	<u>Gyps coprotheres</u>
123	Witruugaasvoël	<u>Gyps africanus</u>
124	Swartaasvoël	<u>Torgos tracheliotus</u>
126	Geelbekwou	<u>Milvus migrans</u>
131	Witkruisarend	<u>Aquila verreaux</u>
132	Roofarend	<u>Aquila rapax</u>
135	Bruinarend	<u>Aquila wahlbergi</u>
140	Breëkoparend	<u>Plemaetus bellicosus</u>
142	Bruinslangarend	<u>Circaetus cinereus</u>

143	Swarborsslangarend	<u>Circatus gallicus</u>
146	Berghaan	<u>Terathopius ecaudatus</u>
148	Visarend	<u>Haliaeetus vocifer</u>
161	Witkruissperwer	<u>Micronisus gabar</u>
163	Donkersingvalk	<u>Melierax metabates</u>
186	Dwergvalk	<u>Polihierax semitorquatus</u>
189	Bospatrys	<u>Francolinus sephaena</u>
199	Bosveldfisant	<u>Francolinus swainsonii</u>
200	Afrikaanse Kwartel	<u>Coturnix coturnix</u>
203	Gewone Tarentaal	<u>Numida meleagris</u>
209	Mahem	<u>Balearica regulorum</u>
230	Gompou	<u>Ardeotis kori</u>
237	Boskorhaan	<u>Eupodotis ruficrista</u>
239	Swartkorhaan	<u>Eupodotis afra</u>
255	Kroonkiewiet	<u>Vanellus coronatus</u>
258	Bontkiewiet	<u>Vanellus armatus</u>
297	Dikkop	<u>Burhinus capensis</u>
300	Trekdrawwertjie	<u>Cursorius temminckii</u>
345	Gevlekte sandpatrys	<u>Pterocles burchelli</u>
347	Dubbelbandsandpatrys	<u>Pterocles bicinctus</u>
349	Kransduif	<u>Columba guinea</u>
352	Grootringduif	<u>Streptopelia semitorquata</u>
354	Gewone tortelduif	<u>Streptopelia capicola</u>
355	Rooiborsduifie	<u>Streptopelia senegalensis</u>
356	Namakwaduifie	<u>Oena capensis</u>
358	Groenvlekduifie	<u>Turtur chalcospilos</u>
373	Kwêvoël	<u>Corythaixoides concolor</u>
382	Bontnuwejaarsvoël	<u>Clamator jacobinis</u>
386	Diederikkie	<u>Chrysococcys caprius</u>
391	Gewone vleiloerie	<u>Centropus superciliosus</u>
392	Nonnetjie-uil	<u>Tyto alba</u>
397	Witwanguil	<u>Otus leucotis</u>
398	Witkoluil	<u>Glaucidium perlatum</u>
405	Afrikaanse naguil	<u>Caprimulgus pectoralis</u>
406	Rooiwangnaguil	<u>Caprimulgus rufigena</u>
426	Rooiwangmuisvoël	<u>Colius indicus</u>
435	Bruinkopvisvanger	<u>Halcyon albiventris</u>

438	Europese byvreter	<u>Merops apiaster</u>
440	Blouwangbyvreter	<u>Merops persicus</u>
444	Kleinbyvreter	<u>Merops pusillus</u>
446	Europese trouphant	<u>Coracias garrulus</u>
447	Gewone trouphant	<u>Coracias caudata</u>
449	Groottrouphant	<u>Coracias naevia</u>
451	Hoephoep	<u>Upupa epops</u>
452	Gewone kakelaar	<u>Phoeniculus purpureus</u>
454	Swartbekkakelaar	<u>Phoeniculus cyanomelas</u>
457	Grysneushoringvoël	<u>Tockus nasutus</u>
458	Rooibekneushoringvoël	<u>Tockus erythrorhynchus</u>
459	Geelbekneushoringvoël	<u>Tockus flavirostris</u>
465	Bonthoutkapper	<u>Lybius leucomelas</u>
473	Kuifkophoutkapper	<u>Trachyphonus vaillantii</u>
481	Bennettse spëg	<u>Campethera bennetti</u>
486	Kardinaalspeg	<u>Dendropicos fuscescens</u>
487	Baardspeg	<u>Thripias namaquus</u>
518	Europese swael	<u>Hirundo rustica</u>
524	Rooiborsswael	<u>Hirundo semirufa</u>
541	Mikstertbyvanger	<u>Dicurus adsimilis</u>
548	Witborskraai	<u>Corvus albus</u>
552	Acaciagrysmees	<u>Parus cinerascens</u>
563	Witkatlagter	<u>Turdoides bicolor</u>
567	Rooioogtiptol	<u>Pycnonotus nigricans</u>
568	Swartoogtiptol	<u>Pycnonotus barbatus</u>
580	Gevlekte Lyster	<u>Turdus litsitsirupa</u>
595	Swartpiek	<u>Myrmecocichla formicivora</u>
613	Gestreepte Wipstert	<u>Erythropygia leucophrys</u>
621	Bosveldtjeritktik	<u>Parisoma subcaeruleum</u>
651	Bosveldstompstert	<u>Sylvietta rufescens</u>
683	Bruinsylangstertjie	<u>Prinia subflava</u>
695	Maricovlieëvanger	<u>Selaenornis mariquensis</u>
698	Fiskaalvlieëvanger	<u>Tigelus silens</u>
701	Witliesbosbontrokkie	<u>Batis molitor</u>
710	Paradysvlieëvanger	<u>Persiphone viridis</u>
731	Gryslaksman	<u>Lanius minor</u>
733	Rooiruglaksman	<u>Lanius collurio</u>

735	Langstertlaksman	<u>Corvinella melanoleuca</u>
739	Rooiborslaksman	<u>Laniarius atrococcineus</u>
740	Sneeubal	<u>Dryoscopus cubla</u>
753	Withelmlaksman	<u>Prionops plumatus</u>
756	Kremetartlaksman	<u>Eurocephalus anguitimens</u>
760	Lelspreeu	<u>Creatophora cinerea</u>
761	Witborsspreeu	<u>Cinnyricinclus leucogaster</u>
762	Grootglansspreeu	<u>Lamprotornis australis</u>
764	Kleinglansspreeu	<u>Lamprotornis nitens</u>
772	Rooibekrenostervoël	<u>Buphagus erythorhynchus</u>
779	Maricosuikerbekkie	<u>Nectarina mariquensis</u>
798	Buffelwewer	<u>Bubalornis niger</u>
799	Koringvoël	<u>Plocepasser mahali</u>
802	Grootmossie	<u>Passer motitensis</u>
804	Gryskopmossie	<u>Passer griseus</u>
805	Geelvlekmossie	<u>Petronia superciliaris</u>
814	Swartkeelgeelvink	<u>Ploceus velatus</u>
815	Kleingeelvink	<u>Ploceus intermedius</u>
819	Rooikopwewer	<u>Anaplectes rubriceps</u>
821	Rooibekkwalea	<u>Quelea quelea</u>
826	Goudgeelvink	<u>Euplectes afer</u>
834	Gewone Melba	<u>Pytilia melba</u>
844	Gewone Blousysie	<u>Uraeginthus angolensis</u>
845	Koningblousysie	<u>Uraeginthus granatinus</u>
847	Swartwangsysie	<u>Estrilda erythronotos</u>
855	Bandkeelvink	<u>Amadina fasciata</u>
856	Rooikopvink	<u>Amadina erythrocephala</u>
861	Pylstertrooibekkie	<u>Vidua regia</u>
862	Gewone Paradysvink	<u>Vidua paradisea</u>
870	Bergkanarie	<u>Serinus atrogularis</u>
878	Geelkanarie	<u>Serinus flaviventris</u>
884	Rooirugstreepkoppie	<u>Emberiza capensis</u>