

Este exemplar corresponde a redação final
da tese defendida pela candidata Maria
Alice Garcia aprovada pela comissão Julgadora

MARIA ALICE GARCIA

29/02/88

[Handwritten signature]

COMUNIDADES DE PLANTAS E ARTRÓPODES

INVASORES EM CULTURA DE MILHO

ORIENTADOR:

Dr. MOHAMED E.M.HABIB

Tese apresentada à
Universidade Estadual
de Campinas como requisito
parcial para a obtenção do
título de Doutor em Ci-
ências (ecologia).

2 E

CAMPINAS
1988

G165c

9208/BC

UNICAMP
BIBLIOTECA CENTRAL

Aos meus pais
Rosa e José

AGRADECIMENTOS

A realização deste trabalho se deve à contribuição de muitas pessoas. A ausência de citação nominal não significa, de forma alguma, esquecimento da colaboração prestada. A todos o meu sincero agradecimento.

Ao Prof. Dr. Mohamed E.M.Habib, orientador desta tese, pelas sugestões, compreensão e, principalmente, pela confiança que sempre demonstrou ter na minha capacidade de trabalho.

Ao Prof. Dr. Hermógenes F.Leitão Filho, que me iniciou na arte de reconhecer as invasoras.

A Profa. Lucia Maria Paleari pela colaboração valiosa durante o árduo período de coletas e observações de campo e também pelos desenhos das figuras desta tese.

Aos Profs. Dr. George Shepherd, Thomas M.Lewinsohn e Dalton Francisco de Andrade pelas sugestões e inestimável colaboração durante a fase de organização e análise dos arquivos de dados.

A Marco Antonio Garcia Rossi e Elza Garcia pelo estímulo e pelos sábados, domingos e madrugadas de digitação.

Ao Departamento de Morfologia e Sistemática Vegetais, nas pessoas dos Profs. João Semir, Jorge Y.Tamashiro e Hermógenes F. Leitão pela identificação das espécies invasoras.

Ao Centro de Identificação de Insetos Fitófagas da Universidade Federal do Paraná pela identificação de parte do material entomológico.

Ao Instituto Agronômico de Campinas pela sessão de dados climáticos e pela identificação dos fitopatógenos.

Aos Drs John Winder, Roberto Arévalo, Woodruff W. Benson, Hélio Garcia Blanco e Waldir Mantovani pela leitura do manuscrito e valiosas sugestões.

Ao Dr. Arício X. Linhares pelas "dicas" sobre a utilização de pacotes estatísticos para computadores.

A equipe administrativa da Fazenda Monte D'Este, Campinas, onde foi realizado este trabalho, pela assistência e apoio.

A Iracy Garcia Rossi pela revisão do texto e a Eneida de Paula pela datilografia final desta tese.

A minha família e aos meus amigos pela compreensão e estímulo durante a realização desta tese.

INDICE

	Pag
1. Introdução	1
2. Objetivos	7
3. Revisão Histórica	8
3.1. A Cultura de Milho, Aspectos Gerais	8
3.2. Comunidade de Plantas Invasoras	10
3.2.1. Composição, Riqueza, Densidade, Diversidade e Vari- ação no Tempo e no Espaço - Papel das Perturbações.	10
3.2.2. Classificação e Análise de Componentes Principais.	18
3.3. O Banco de Sementes	20
3.3.1. Generalidades	20
3.3.2. Relação com as Práticas Culturais	24
3.3.3. Papel de Fatores Físicos e Biológicos	28
3.4. Complexidade Estrutural e Fauna Associada	30
3.4.1. Condições de Mono X Policultura	31
3.4.2. Efeito de Inseticidas	35
3.5. Invasoras e Produtividade da Cultura	36
3.5.1. Impacto das Invasoras Sobre a Espécie Cultivada ..	36
3.5.2. Controle Químico e Seleção para Resistência	37
3.5.3. Aspectos Positivos da Presença de Invasoras	38
3.5.4. Métodos de Controle e Produtividade	39
4. Materiais e Métodos	43
4.1. Área de Estudo e Tratamentos	43
4.2. Sucessão de Invasoras	44

4.3. Banco de Sementes	48
4.4. Ocorrência de Artrópodos e Fitopatógenos	51
4.5. Fauna Associada à Comunidade e Efeito de Inseticida	51
4.6. Estudos com Agentes Potenciais de Controle de Invasoras .	54
4.6.1. Fitopatógenos	54
4.6.2. Insetos	56
4.6.2.1. Biologia de Lepidópteros Associados a	
<u>Sida</u> e <u>Waltheria indica</u>	56
4.6.2.2. Biologia do Cecidomyiidae Galhador de	
<u>Waltheria indica</u>	57
4.6.2.3. Aspectos da Bionomia e Especificidade de	
<u>Anthonomus rubricosus</u> (Col. Curculionidae)	58
4.6.2.4. Aspectos da Bionomia e Especificidade de	
<u>Polispyla polispyla</u> (Col. Chrysomelinae).	59
4.7. Produtividade da Espécie Cultivada	60
5. Resultados e Discussão	61
5.1. A Comunidade de Invasoras na Cultura de Milho	61
5.1.1. Banco de Sementes	61
5.1.1.1. Tamanho do Banco de Sementes.....	69
5.1.1.2. Distribuição Vertical e Horizontal das	
Sementes no Banco	75
5.1.1.3. Relação com a Flora Invasora	80
5.1.2. Análise de Aglomerados e de Componentes Principais	89
5.1.3. Estrutura da Comunidade	99
5.1.3.1. Composição e Riqueza, de Espécies.....	99
5.1.3.2. Densidade e Frequência	104
5.1.3.3. Diversidade	115

5.1.4. Fenologia	118
5.2. Fitopatógenos e Insetos no Controle de Invasoras do Milharal	127
5.2.1. Fitopatógenos	129
5.2.1.1. Fungos	129
5.2.1.2. Vírus	133
5.2.2. Insetos	134
5.2.2.1. Relação com a Fenologia da Flora Invasora	134
5.2.2.2. Sobre Alguns Fitófagos Associados	139
5.2.2.2.1. Cecidomyidae sp1	140
5.2.2.2.2. <u>Anomis erosa</u>	142
5.2.2.2.3. <u>Anthonomus rubricosus</u>	145
5.2.2.2.4. <u>Polispyla polispyla</u>	148
5.2.3. Uso de Fitopatógenos e Insetos no Controle de In- vasoras no Brasil	150
5.3. Fauna de Artrópodos Associados à Comunidade da Cultura de Milho - Análise das Amostras Coletadas por Varredura	152
5.3.1. Efeito do Tempo, Invasoras e Aplicação de Inseti- cida.....	152
5.3.1.1. Riqueza e Densidade de Artrópodos	152
5.3.1.2. Níveis Tróficos	165
5.3.1.3. Espécies Predominantes	171
5.4. Produtividade da Cultura de Milho	174
5.4.1. Campos com Invasoras x Campos Capinados	174
5.4.2. Campos com Inseticida x Campos sem Inseticida	183
6. Conclusões e Perspectivas para o Manejo Integrado de Invasoras em Campo de Milho	186

6.1. Conclusões	186
6.2. Perspectivas para o Manejo Integrado de Invasoras em Cam- po de Milho	196
7. Resumo	202
8. Summary	204
9. Bibliografia	206
10. Apêndices.....	259

1. INTRODUÇÃO

Das inúmeras definições de planta invasora, a que melhor se aplica às observações do presente trabalho é a de Baker (1965), que considera invasora a planta capaz de aumentar muito a sua população em uma área geográfica específica, principalmente em decorrência de perturbações provocadas pelo homem. Baker (1965) distingue entre as invasoras as plantas agrestes, que invadem campos cultivados, e as plantas ruderais, que ocorrem em áreas abandonadas. Deve-se notar que esses conceitos não dizem respeito à espécie de planta, mas sim à situação em que a espécie ocorre. Por Exemplo, a mamona, o sorgo e muitas forrageiras, embora sejam espécies cultivadas, podem ter status de invasora se ocorrerem em um lugar indesejável. As estritamente invasoras, que podem ocupar os ambientes como plantas ruderais ou agrestes, são, porém, as que constituem os problemas mais comuns.

Sob o ponto de vista agrônômico, as espécies invasoras representam pragas cujas populações devem ser controladas. Huffaker (1957) menciona as seguintes razões para o controle de plantas daninhas:

- podem competir com a planta cultivada, provocando abafamento, redução de crescimento, levando à redução da produção e qualidade do produto, e, conseqüentemente, aumentar o custo do cultivo.

- podem tornar necessária a utilização de sementes especiais e a limpeza dos grãos, devido à contaminação do produto.
- podem servir como hospedeiros alternativos para insetos pragas e fitopatógenos da planta cultivada.
- podem causar, quando tóxicas, danos diretos ao homem, gado e produtos do gado.
- podem representar elementos que depreciam o valor das reservas aquíferas e da vida silvestre.

Independentemente do grau de importância dessas razões a prática de controle de pragas representa um gasto considerável, principalmente na área agrícola. Pimentel (1973) estimou uma perda de 35% da produção agrícola mundial, devido às pragas animais, patógenos e ervas daninhas, apesar de todo o desenvolvimento tecnológico envolvido na produção agrícola. Acredita-se geralmente, que a maior proporção do dano à agricultura seja causado por animais pragas, entretanto, de acordo com Mortimer (1984), nos EUA, em 1960, o custo da limpeza do terreno correspondia a 16% do valor da produção e aproximadamente à metade do preço total do cultivo. Sarawat (1980) afirma que na Índia cerca de 35% do custo de produção é devido a gastos com a remoção de invasoras.

No Brasil a situação não é diferente; à medida que o custo da mão de obra tende a aumentar, passa-se a utilizar maiores quantidades de herbicidas. De 1976 até 1980, de acordo com dados do Sindicato da Indústria de Defensivos Agrícolas do Estado

de São Paulo, o consumo de herbicidas passou de 28.529 para 44.432 toneladas, o que representa 56% de aumento em 4 anos. Entretanto, os custos passaram de Cr\$1.844.824.000 para 18.408.905.000 ou seja, aumentaram em cerca de 900%. Em 1976 os herbicidas correspondiam a 14% do total de defensivos utilizados no Brasil, em 1980 já passaram a 22%, hoje esses valores chegam a 50% do faturamento (SINDAG/ANDEF), no entanto, a área cultivada continua a mesma.

O uso intensificado dos herbicidas não eliminou, porém, o problema das plantas invasoras de cultura (Dover & Croft, 1986). Aliás, alterações da flora (Roberts & Neilson, 1981) e aparecimento de resistência a estes defensivos (Gasquez *et al.*, 1985) trouxeram problemas adicionais, geralmente elevando os custos de produção. Além disso houve uma intensificação de problemas como o da erosão (Blanco, 1985; Pimentel, 1987).

Esse quadro evidencia que, em termos econômicos e de eficiência, a substituição do controle manual, através da capina, pelo controle químico exclusivo, pode ser uma solução apenas temporária. Os problemas que vêm sendo constatados para o controle de insetos podem ser extrapolados para controle de invasoras dentro de alguns anos, demonstrando a necessidade de se buscar soluções mais eficientes e duradouras para o controle de pragas no agroecossistema como um todo.

Algumas análises têm sido feitas nesse sentido. Segundo Altieri (1983), é necessário buscar uma estratégia de manejo que permita reduzir ao mínimo os efeitos das invasoras, sem, no entanto, perder as vantagens da sua presença no agroecossistema.

Argumentos contrários à completa erradicação de invasoras, assinalando os papéis benéficos que desempenham no agroecossistema, foram apresentados por Ellison (1960) e Tripathi (1977); entre estes benefícios os mais importantes são:

- Redução da erosão
- Aumento da produção de matéria orgânica por área
- Manutenção de inimigos naturais de insetos pragas por algumas espécies
- A ocupação dos nichos de espécies invasoras mais prejudiciais.
- Na ausência de invasoras, as plantas cultivadas podem ser vítimas de parasitas facultativos, que hoje têm preferência por invasoras

O desenvolvimento de alguns herbicidas pós-emergenciais ainda garantem alguns dos benefícios acima mencionados como redução da erosão mas, de maneira geral, os custos dos investimentos em pesquisas de novos produtos de controle em relação à perspectiva de eficiência no tempo estão se tornando cada vez maiores; e a prática do manejo integrado de pragas vem sendo proposta, inclusive, pelas grandes multinacionais do controle químico, como alternativa em países desenvolvidos.

Por outro lado, em países subdesenvolvidos, observa-se que, em muitos casos, a política de controle de pragas envolve a utilização de produtos altamente tóxicos, e as vezes até de produtos banidos em diversos países devido ao risco que representam. Além disso, devido à falta de orientação dos agricultores, o consumo de agrotóxicos tende a ser muito maior do que o necessário,

mesmo para que o controle exclusivamente químico seja aplicado adequadamente.

Entretanto, o uso inadequado do controle químico está começando a gerar conflitos de interesses nos países exportadores de defensivos que consomem produtos agrícolas de países como o Brasil. A legislação de proteção ao consumidor naqueles países fiscaliza e impede a entrada de produtos contaminados, gerando um impasse que poderá auxiliar na aceleração do processo de mudança das práticas de controle de pragas em nosso país, mudança esta que vem sendo proposta por diversos setores da comunidade científica e por diferentes entidades ligadas à defesa da saúde e do meio ambiente.

O manejo integrado de pragas surgiu como proposta para minimizar os problemas advindos da monocultura em larga escala. Envolve a utilização de diversas práticas compatíveis de controle, combinando controle biológico, práticas culturais, uso de defensivos químicos seletivos e outras tecnologias disponíveis (Metcalf & Luckmann, 1982).

A prática de manejo tem como base o conhecimento da composição da comunidade e das dinâmicas populacionais dos organismos que participam do sistema. No entanto, o desenvolvimento da ciência na área biológica tem se dado muito mais no sentido de aumentar os conhecimentos a respeito dos níveis de organização cada vez mais inferiores, com o surgimento de áreas como a biologia molecular. Esses estudos não têm definido, até o momento, uma base satisfatória para o manejo. Assim, de acordo com Snaydon (1984) não apenas a seleção de variedades, mas quase

toda a prática agrícola está ainda apoiada em estudos empíricos, sendo necessários estudos a níveis de comunidades e populações que possibilitem previsões de respostas dos sistemas agrícolas às práticas envolvidas no manejo.

Uma vez que cada sistema apresenta as suas condições de composição e interações particulares a serem consideradas como básicas para esse tipo de prática, é impossível, neste caso, importar fórmulas e dosagens para um projeto de manejo eficiente. O ponto de partida, portanto, para viabilizar uma mudança das práticas agrícolas no sentido de se obter maior eficiência, com menor custo e risco, é dispor de informações específicas a respeito da estrutura e funcionamento dos nossos agroecossistemas tropicais e subtropicais de interesse.

O presente trabalho foi orientado neste sentido, procurando conhecer e caracterizar a comunidade de invasoras de uma cultura de milho, a sua relação com o banco de sementes, com a fauna de artrópodos e verificar os efeitos da aplicação de inseticida sobre a produtividade e faunas associadas em situações de monocultura e de maior complexidade estrutural.

2. OBJETIVOS

Os objetivos específicos foram de:

- 1- caracterizar a comunidade de invasoras de um campo cultivado com milho, quanto à composição, riqueza, densidade e fenologia das espécies, distribuição, relação com o banco de sementes, sucessão durante o ciclo da cultura, e variação dos aspectos anteriores durante dois anos consecutivos;
- 2- acompanhar a ocorrência das diferentes espécies de insetos e fitopatógenos no campo, durante o estudo da comunidade de invasoras e associá-la com aspectos da fenologia das plantas;
- 3- avaliar, qualitativa e quantitativamente, a fauna de artrópodes associados ao sistema e a sua resposta a tratamentos com inseticida em campos com e sem invasoras;
- 4- comparar a produtividade de campos de milho com invasoras e campos submetidos a capina e tratados e não tratados com inseticida.

3. REVISÃO HISTÓRICA

3.1. A CULTURA DE MILHO - ASPECTOS GERAIS

Originário da região mexicana, o milho, como base da alimentação, espalhou-se entre os povos primitivos pela América Central e do Sul entre os anos de 6.000 e 3.000 A.C. Em 1493 Colombo levou sementes de milho para a Espanha, de onde a espécie foi gradativamente distribuída pelos Continentes Europeu, Africano e Asiático. Hoje, essa cultura se encontra estabelecida no mundo todo, sendo o cereal com maior produtividade por área (Calinat, 1979).

No Brasil o milho é cultivado em maior escala nas regiões Sul e Sudeste, sendo o sexto país em importância na produção deste cereal (Calinat, 1979).

Na região de Campinas o plantio do milho geralmente ocorre em meados de outubro a começo de novembro, e a colheita cerca de 150 dias após, ou seja, em março ou abril.

O diagrama da Fig. 1 ilustra o desenvolvimento normal da planta do milho, indicando os diferentes estágios que podem ser considerados.

De acordo com o Instituto Agronômico de Campinas, o cultivo normalmente é feito utilizando-se as práticas de aração e gradeação do solo, adubação de cobertura e uso de herbicidas pré-emergentes, sendo as invasoras mais problemáticas as chamadas folhas estreitas, ou seja, gramíneas e ciperáceas.

ESTÁDIOS FENOLÓGICOS DO MILHO

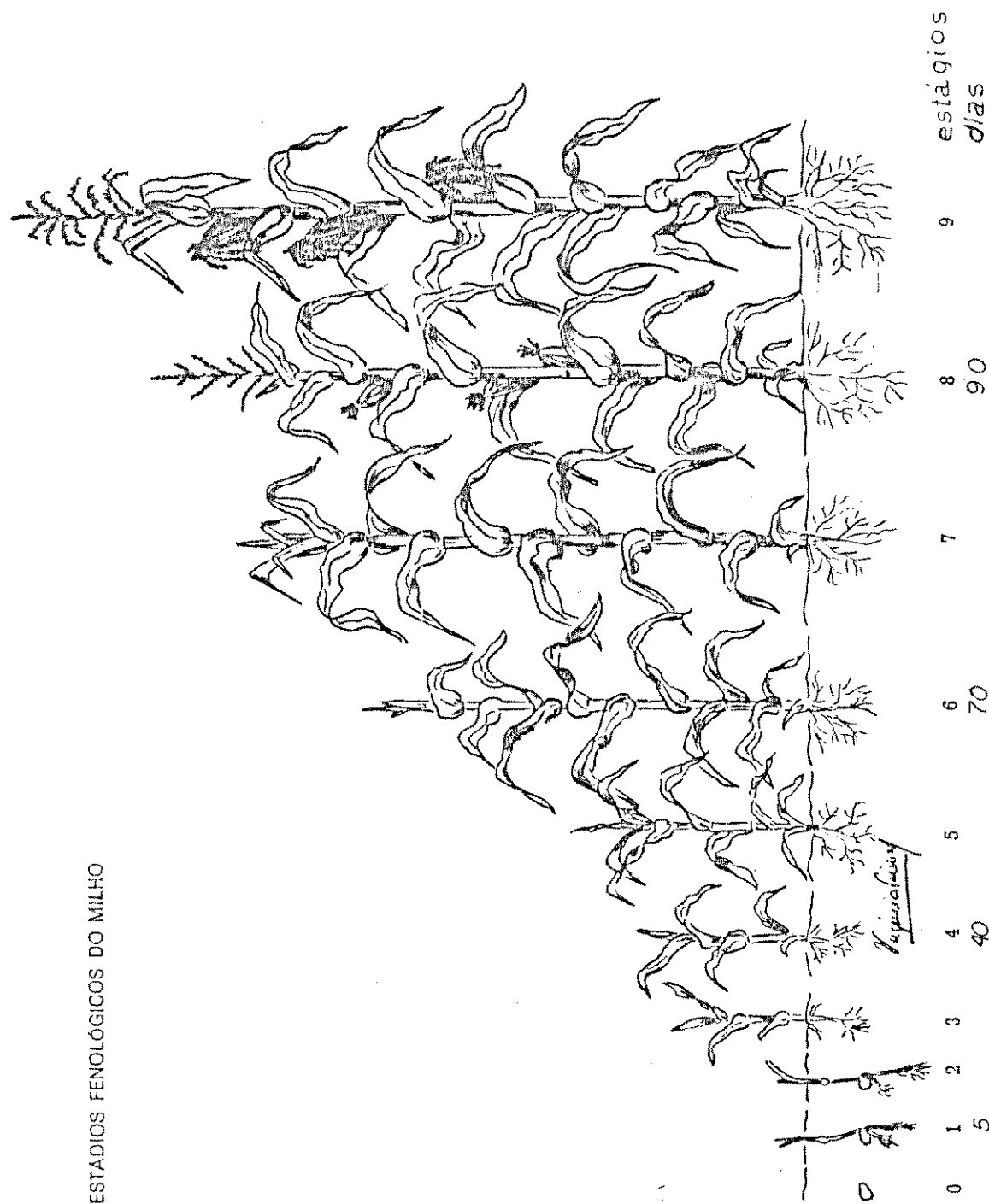


FIGURA 1: Estágios de desenvolvimento do milho: 0 - pré-emergência, 1 - emergência, 2 - uma folha aberta, 3 - duas folhas abertas, 4 - cartucho da quarta folha visível, 5 - cartucho da oitava folha visível, 6 - cartucho da décima folha visível, 7 - início da floração masculina, 8 - início da floração feminina, 9 - maturação (Fonte - Oliveira, 1984). A escala de dias após plantio para algumas das fases representa observações feitas em 1984 (Campinas, M.A. Garcia).

Entre os principais insetos pragas dessa cultura em Campinas encontram-se os noctuídeos Spodoptera frugiperda e Heliothis virescens.

3.2. COMUNIDADE DE PLANTAS INVASORAS

3.2.1. COMPOSIÇÃO, RIQUEZA, DENSIDADE, DIVERSIDADE E VARIAÇÃO NO TEMPO E NO ESPAÇO - PAPEL DAS PERTURBAÇÕES

As plantas invasoras de culturas representam uma das comunidades mais efêmeras, constituída por espécies características de fases iniciais de sucessão. Esse tipo de comunidade é continuamente destruída e suas populações estão constantemente submetidas a um ambiente em mudança (Chancellor, 1985).

Estudos sobre a influência da planta cultivada, e métodos de cultivo sobre comunidades de invasoras e prevalência relativa de sementes no solo têm sido desenvolvidos por Richardson (1963), Roberts (1963), Cussans (1974), Kellman (1980), Froud-Williams et al. (1983 a,b , 1984) Baskin & Baskin (1985) Chancellor (1985).

De acordo com Mahn (1984), o número de espécies e a composição das comunidades de invasoras têm mudado em decorrência de práticas culturais e intensificação do cultivo. Essas mudanças, segundo o autor, ocorrem tanto em função do aparecimento de

uma nova erva daninha como por alteração do valor de importância de algumas espécies que já eram consideradas pragas; menciona como exemplo, as evidências de que os herbicidas do grupo triazinas aumentaram a importância relativa de Echinocloa crus-galli e levaram a uma redução da importância de Chenopodium album anteriormente dominante na Europa Central.

Por outro lado a manutenção de uma espécie invasora no seu status de importância na comunidade pode ser decorrência da rapidez de suas respostas às diferentes pressões de seleção. Kalisz (1986) demonstrou que, para Collinsia verna, a seleção sobre coortes diferentes favorece tendência diferente quanto à germinação que, dependendo do caso, poderá ser precoce ou tardia. O papel tamponador do banco de sementes, impedindo mudanças bruscas no conjunto de genótipos dessas populações é discutido por Harper (1977).

Na Inglaterra, Chancellor (1985) acompanhou ao longo de 20 anos as modificações em composição e densidade de espécies de campos cultivados e observou que a prática da aração, quando mantida por muito tempo, tende a provocar aumento de densidade e de espécies invasoras nos primeiros anos, seguido de uma redução em ambos os aspectos, com estabilização da riqueza ao redor de 23 e 35 espécies.

Richardson (1963) acompanhou uma comunidade de invasoras por 110 dias, detectando variações substanciais em presença, abundância e frequência de espécies; entretanto, concluiu que, desde que as espécies presentes no início também ocorriam no final do ciclo da planta cultivada, essas mudanças poderiam ser

atribuídas a diferenças em taxa de crescimento e fenologia que tornariam as espécies mais ou menos evidentes. Entretanto, variação na composição da comunidade de invasoras, mesmo dentro de um único ciclo de cultivo já havia sido registrada por Kooper (1927, *apud* Kellman, 1980).

Almeida & Rodrigues (1985) em seu estudo sobre a relação entre a fenologia e a ocorrência sazonal das espécies invasoras, mencionam que temperatura e umidade necessárias para quebra de dormência são os principais fatores que, nas condições da região sul do Brasil, determinam a ocorrência de invasoras de verão como Bidens pilosa e Brachiaria plantaginea e as de inverno, como Sonchus oleraceus e Raphanus raphanistrum. Chancellor (1985) reforça a importância da fenologia na determinação da composição da comunidade de invasoras em culturas de outono e de primavera.

Para Kellman (1980), as comunidades invasoras existem sob condições de populações com regulação independente de densidade, em que o padrão de distribuição e a composição são primariamente respostas às atividades agrícolas, as quais determinam a acessibilidade ao local e condições de micro-ambiente. Kellman sugere que, em escala local, um espécime colonizador pode provir de 1) Restos de ramos ou partes de plantas da comunidade anterior, deixados na área, 2) Banco de Sementes do solo e 3) Sementes migrantes (dispersão). Uma outra fonte importante de colonizadores é, entretanto, salientada por Sagar & Mortimer (1976) que demonstraram o papel da contaminação das sementes da cultura por sementes de invasoras, calculando que uma contaminação de 1% do cereal por Avena fatua resulta em 10 sementes por metro quadrado

e 1% de Galium aparine em 50 sementes por metro quadrado, o que é suficiente para provocar uma alta infestação por essas invasoras. Tripathi (1977) analisa a importância da capina e da utilização de adubo e sementes contaminados como fatores que afetam diretamente a composição e densidade populacional de invasoras em uma cultura.

Kellman (1980) propõe algumas generalizações para as regiões tropicais com base nos seus trabalhos, uma vez que as informações a respeito de invasoras nos trópicos são muito raras. Entre essas sugere que 1) A maior parte da flora de invasoras nos trópicos é formada por espécies indígenas e cosmopolitas, 2) O tipo de solo e práticas agrícolas são determinantes mais importantes do que o tipo de cultura para a composição da comunidade invasora, 3) A distribuição das plantas das diferentes espécies em campos cultivados tende a ser heterogênea, refletindo aspectos da biologia reprodutiva e dispersão. No Brasil, são inúmeras as listas de espécies de plantas infestantes das diferentes culturas, principalmente das regiões sul e sudeste que poderiam ser analisadas para avaliar algumas das generalizações acima mencionadas, mas não há informações baseadas em acompanhamento criterioso a respeito de densidade, grau de dominância, distribuição, variação no tempo e outros atributos importantes da comunidade.

As comunidades de invasoras podem também variar no tempo em função de modificações cíclicas de condições climáticas. Sharma (1981) revelou que em regiões semi-áridas da Índia as comunidades de monções eram caracterizadas por maior riqueza, cerca de 41 espécies com dominância de gramíneas, enquanto que as comu-

nidades de verão apresentavam em média 22 espécies, sem predominância de gramíneas

Buzacott (1955, apud Kellman, 1980), analisando as comunidades de invasoras da região de várzea em North Queensland, durante o período de 1926 - 1954, observou que 6 espécies diferentes assumiram sequencialmente a dominância em diferentes épocas. O autor atribuiu esse fato a variações no grau de inundação, erupção de insetos e introdução de novas espécies. Kellman (1980) sugere que mudanças semelhantes devem ser características das comunidades invasoras tropicais em situações de agricultura mais típicas.

Observações realizadas durante o período de 3 anos por Froud-Williams et al. (1983 a) não revelaram qualquer mudança em dominância em comunidades invasoras de campos cultivados em região temperada. No entanto, em 1984, os mesmos autores, trabalhando experimentalmente com 16 espécies de invasoras, constataram que há um aumento da taxa de germinação de todas essas espécies com a perturbação do solo.

Para Pickett (1982) , Armesto & Pickett (1985) e Bender et al. (1985), a perturbação do ambiente constitui a força primordial para a manutenção da riqueza de espécies em comunidades de invasoras. Observaram que a riqueza de espécies depende muito do momento pós-perturbação que está sendo analisado, do grau de perturbação a que a área foi submetida e das características das espécies dominantes entre as invasoras.

Altieri (1983) menciona que no sistema de plantio direto, em que a perturbação do solo é minimizada, há uma tendência

para aumento de problemas com espécies de invasoras perenes. Baker (1974) considera este e outros efeitos como resultantes da seleção de raças resistentes a herbicidas.

Froud-Williams (1984) menciona que o uso intensivo de herbicidas no sistema de plantio direto tende a provocar uma redução da importância de dicotiledôneas herbáceas mas favorece principalmente gramíneas.

No Brasil, Almeida e Rodrigues (1985) apresentam uma análise das tendências das modificações do complexo florístico de invasoras, comparando métodos tradicionais de cultivo com o plantio direto.

Grande parte da literatura sobre aspectos ecológicos de plantas invasoras, baseia-se em acompanhamentos da flora de campos abandonados, pastagens ou terrenos baldios e não em estudos de campos cultivados. Geralmente são analisadas as respostas da comunidade ou de espécies particulares a um determinado tipo de perturbação ou as suas tendências durante o processo sucessional.

As sinópses de alguns desses estudos de interesse para o presente trabalho são apresentadas a seguir.

Connell & Slatyer (1977), Nobel & Slatyer (1980) e Grub *et al.* (1982) discutem as mudanças em composição de espécies durante a sucessão, analisando os mecanismos que a determinam e as suas relações com estabilidade e organização da comunidade.

Miller (1982), através de um modelo matemático, relaciona aumento em diversidade com perturbações intensas pouco frequentes e com perturbações pontuais frequentes.

Leps et al. (1982) discutem a polêmica a respeito da hipótese que associa estabilidade com diversidade e distinguem a capacidade de regeneração e a resistência a perturbações como mecanismos distintos ligados à estabilidade do sistema.

Parrish & Bazzaz (1985) demonstraram que, em populações de plantas anuais de campos abandonados, ocorrem mudanças ontogenéticas do nicho que, segundo os autores, seriam de grande importância para permitir a co-ocorrência de plantas de diferentes idades em uma dada localidade.

De acordo com Armesto & Pickett (1985), em situações em que ocorrem perturbações com intensidade e frequências moderadas, estas impedem a monopolização dos recursos por espécies dominantes, sem restringir a permanência de espécies raras, o que permitiria a coexistência de maior número de espécies.

Biondini et al. (1985), em experimentos sobre níveis diferentes de perturbação no solo, observaram que a remoção mecânica da vegetação, sem escarificação do solo, resulta em uma tendência para dominância por gramíneas. Essa tendência tem sido constatada para terrenos baldios na região de Campinas que recebem tratamento similar (M.A. Garcia, observação pessoal).

Os estudos de Crowe (1979) com espécies invasoras de terrenos baldios revelaram que a riqueza, nesse tipo especial de ambiente, varia com a idade, tamanho e grau de isolamento do lote em relação a outros terrenos, sendo ainda influenciada pela intensidade de aplicação das práticas de limpeza. O autor analisa a semelhança entre lotes em termos de taxa de imigração e extinção de espécies invasoras, aplicando o modelo de colonização e

equilíbrio proposto pela teoria de biogeografia de ilhas de McArthur e Wilson (1967).

O efeito da aplicação seletiva de herbicidas sobre a composição da comunidade de plantas ao longo de redes elétricas foi estudado durante 20 anos por Niering & Goodwin (1974). Esses autores demonstraram que é possível manter, através de manejo adequado, com o mínimo de perturbação, uma comunidade vegetal diversa e estável de elevado valor para a vida silvestre nessas áreas.

Shure (1971) analisou o efeito de resíduos de inseticidas organofosforados nos solos sobre comunidades de plantas em campos abandonados. Demonstrou que em apenas um dos 3 anos de acompanhamento, houve um aumento de riqueza, diversidade e biomassa nas parcelas tratadas, e atribuiu esse efeito à toxicidade de Diazinon sobre a espécie dominante Convolvulus sepium, o que permitiu que várias outras espécies, anteriormente inibidas pela primeira, se desenvolvessem.

Major & Pyott (1966) atribuem aos disseminulos e suas características quanto à capacidade de atingir um determinado lugar, o papel básico na determinação da comunidade vegetal. Apresentam uma revisão sintética dos pensamentos de ecólogos ligados à fitossociologia, a respeito dos fatores importantes na determinação da flora, mencionando Tansley (1914), Gleason (1917), Praeger (1923), Godwin (1923), Nichols (1923), fundadores da escola de Zurique-Montpellier como Braun Blanquet (1925), além de Toumikoski (1942), Etter (1943) e Sochava (1945).

Para Pickett (1982) a dinâmica da comunidade de invasoras em campo abandonado é formada pelo conjunto de dinâmicas de cada espécie. As espécies responderiam, de acordo com as suas características, à disponibilidade diferencial de recursos, podendo explorar diferentemente os tipos e tamanhos de manchas. Fatores como dispersão, predação, tamanho e momento de perturbações, podem também afetar a sua estrutura e organização de diferentes maneiras, dependendo do estado da comunidade no momento.

3.2.2. CLASSIFICAÇÃO E ANÁLISE DE COMPONENTES PRINCIPAIS

A classificação de comunidades, de acordo com Begon et al. (1986), pressupõe que estas constituam entidades distintas em que, à semelhança da taxonomia, é possível estabelecer-se agrupamentos, de acordo com o grau de similaridade composicional que amostras ou parcelas apresentam entre si.

Goodall (1953a,b) propõe métodos objetivos de classificação de comunidades. Gauch & Whittaker (1981) analisam a aplicabilidade de diferentes métodos de classificação por análise de aglomerados para os estudos de ecologia de comunidades. A análise de componentes principais, por outro lado, é um método de ordenação que se baseia na idéia de que a comunidade é um contínuo e as descontinuidades, quando ocorrem, estão associadas à variação de alguns fatores. Esta análise envolve um tratamento matemático dos dados de composição e frequência das espécies nas par-

celas, resultando na sua organização em um gráfico cujos eixos representam os componentes principais ou os fatores responsáveis por maiores proporções das variâncias entre parcelas; dessa forma, as parcelas ou amostras mais semelhantes aparecerão mais próximas entre si, enquanto que as mais distintas aparecerão mais distanciadas na representação gráfica.

Dunn & Everitt (1982) apresentam e discutem os princípios matemáticos básicos envolvidos nos métodos de classificação e ordenação.

Greig-Smith (1964) classifica a importância desses métodos como básicos para a comparação de fatores que afetam a comunidade, permitindo a elaboração de hipóteses a respeito das possíveis causas das composições.

Van der Maarel (1984) apresenta as principais linhas de desenvolvimento da sinecologia à ecologia de populações vegetais, mencionando as idéias que constituem as bases para os diferentes métodos de análise nessas áreas.

Simberloff (1979) faz uma análise crítica dos métodos de estudo que envolvem a análise de similaridade de comunidades durante o processo de colonização de áreas. A maior crítica refere-se à ausência de testes estatísticos de significância para esses métodos de comparação e, mesmo quando esta situação é contornada, não é possível, segundo Simberloff, tratar os processos de mudança comunitária adequadamente.

A aplicação da análise de componentes principais, por Swaine & Greig-Smith (1980) para o estudo de modificação da vegetação de áreas de pastagens, permitiu evidenciar que, na ausência

de pastoreio, há uma tendência para o aumento da proporção e importância de espécies de dicotiledôneas herbáceas nas parcelas, revelando um padrão de modificação gradativa da comunidade no tempo.. Anteriormente, a aplicação de técnicas fitossociológicas mais simples, baseadas em comparação de composição, permitiu a Kooper (1927, apud Kellman, 1980) distinguir várias associações de invasoras em Java, evidenciando que essas associações eram mais distintas em campos recentemente cultivados, estando diretamente relacionadas com as condições do solo, principalmente umidade. Kellman (1980) menciona ainda Caballo (1925), que documentou diferenças florísticas entre comunidades de invasoras, onde havia rotação, culturas permanentes e culturas mistas, e Meijer (1957) que, usando técnicas semelhantes, concluiu que a maior diferenciação em comunidades de invasoras ocorria ao longo de um gradiente eutrófico-oligotrófico e de irrigação.

3.3. O BANCO DE SEMENTES

3.3.1. GENERALIDADES

As primeiras tentativas de estimar o número de indivíduos e espécies presentes em um banco de sementes foram feitas por Brenchley & Warrington (1930, 1933, 1936). Estes pioneiros do estudo de banco de sementes desenvolveram os seus trabalhos a

partir de amostras de solo, coletadas anualmente em um campo cultivado com trigo, colocadas para germinar. Os seus dados revelaram a magnitude da densidade e riqueza de espécies de plantas presentes na comunidade edáfica.

Fay & Oesen (1978) e Standifer (1980) apresentaram técnicas para a determinação do conteúdo total de sementes do solo envolvendo, inclusive, a separação das sementes viáveis e não viáveis por tratamento com tetrazolio. Entretanto, Roberts (1981) concluiu, diante da laboriosidade da maioria dos métodos, que a coleta de um grande número de pequenas amostras de solo, colocadas para germinar, resultavam em dados mais representativos do que um número reduzido de amostras submetidas a técnicas mais elaboradas de separação de sementes. Assim, a técnica utilizada por Brenchley & Warrington em 1930 ainda hoje é a mais comumente usada para estudos de bancos de sementes.

Froud-Williams *et al.* (1983a) fizeram uma análise das dificuldades de se estimar a quantidade de sementes viáveis no solo e das limitações dos métodos de separação física por flotação e por germinação.

Inúmeros estudos posteriores, revelando o grande número de sementes presentes no solo embasaram a afirmação de Harper (1977) de que, para a maioria dos habitats ocupados por plantas superiores, o número de indivíduos presentes sob a forma de propágulos dormentes é muito maior do que o número de plantas em fase vegetativa no local, sendo esta situação única para o reino vegetal.

A capacidade das sementes de várias espécies apresentarem dormência e se manterem viáveis no solo por longo tempo permite uma grande longevidade dos indivíduos. Harper (1977) menciona Odum (1965) que apresenta o registro para maior longevidade, obtida para sementes de Chenopodium album e Spergula arvensis encontradas em solos de material arqueológico datado como tendo mais de 1600 anos.

Vazquez-Yanés & Segovia (1984) afirmaram que a longevidade média das sementes de matas tropicais está ao redor de 10,7 meses, enquanto que a de sementes de matas temperadas é bem maior, cerca de 88,8 meses. Tamashiro & Freitas Leite (1978) revelaram que, sementes da invasora Bidens pilosa tendem a germinar em maior proporção logo que atingem o solo, após a dispersão.

Com relação ao aspecto longevidade, Harper (1977) fez as seguintes generalizações:

- 1- Sementes com grande longevidade são características de ambientes perturbados.
- 2- A maioria dessas sementes são de plantas anuais ou bianuais.
- 3- Sementes pequenas tendem a apresentar maior longevidade do que sementes maiores; sementes grandes vivem muito pouco.
- 4- Plantas aquáticas podem ter grande longevidade, as condições do lodo sob a água podem inibir processos de apodrecimento.
- 5- Sementes de matas tropicais têm vida muito curta.

Ainda de acordo com Harper (1977), a presença no banco, de sementes viáveis de indivíduos que foram produzidos por uma flora submetida a diferentes condições, representando diferentes momentos, deve resultar em um efeito de tamponamento contra mudanças genéticas bruscas em função de forças seletivas esporádicas.

Quando a entrada de sementes para o banco é impedida, o seu tamanho vai diminuindo, a uma taxa constante no tempo e variando inversamente com a profundidade (Kellman, 1978). Entretanto, a taxa de depleção de sementes é relativamente uniforme para as diferentes profundidades sob condições de não perturbação, mas, em regiões frequentemente perturbadas, como campos arados para cultivo, essa taxa é variável e está associada com a profundidade em que a terra é revolvida (Froud-Williams *et al.*, 1983b). Também parece que a velocidade com que ocorre a redução do banco de sementes não pode ser explicada simplesmente pela germinação e perda de viabilidade das sementes (Froud-Williams *et al.*, 1983a).

Em estudos desenvolvidos com espécies ruderais, Roberts & Boddrell (1984) encontraram que a grande maioria das sementes germina no primeiro ano após serem semeadas. Depois de cinco anos, apenas cerca de 3% permanece viável no solo e a perda, que variou de 21 a 74% foi atribuída a fatores como predação, ataque por microorganismos e germinação mal sucedida a grandes profundidades. Harper (1949, 1959) analisa esse e outros aspectos ecológicos relacionados com o controle de invasoras. No caso de campos frequentemente arados, a germinação mal sucedida ocorreria em decorrência da quebra dos mecanismos de dormência que poderia ser

provocada, de acordo com Rolston (1978), por ação abrasiva do solo e dos maquinários utilizados na prática agrícola.

3.3.2. RELAÇÃO COM AS PRÁTICAS CULTURAIS

Os efeitos das práticas agrícolas sobre a flora depende muito da natureza da espécie dominante, sendo maiores em campos arados do que em não arados, nos casos em que as gramíneas não são muito numerosas; porém, o inverso ocorre quando estas são dominantes (Froud-Williams *et al.*, 1983a).

O cultivo em sucessão resulta em menor número de sementes por metro quadrado quando comparado com o cultivo em rotação de culturas; entretanto, no caso estudado, quando se praticava o cultivo direto com sucessão de culturas havia um aumento no número de sementes do banco, enquanto que a aração com rotação provocava uma redução no tamanho do banco (Froud-Williams *et al.*, 1983a).

A prática cultural afeta de maneira muito clara a distribuição das sementes no solo. Froud-Williams *et al.* (1983a), mencionam que, dependendo da profundidade com que a aração é feita, pode-se ter um efeito de maior ou menor concentração em diferentes estratos do solo e concluem que arações profundas, por longo tempo, tendem a levar a maior homogeneidade de distribuição vertical das sementes.

Roberts (1981), na sua revisão sobre efeitos das práticas culturais em bancos de sementes, aponta como fator importante na determinação da distribuição das sementes, o momento em que o solo é analisado em relação à época de plantio e a época de produção de sementes da flora local.

A grande maioria das plântulas emergentes advém das camadas mais superficiais do solo. Relativamente poucas espécies emergiram de sementes enterradas a mais de 5 centímetros de profundidade e, entre essas, principalmente as originadas de sementes grandes, com maior reserva, conseguiram se estabelecer como plântulas (Howe & Chancellor, 1983). Froud-Williams *et al.* (1983a) demonstraram que, quando enterradas, as sementes de espécies invasoras, na sua maioria, demoraram mais para germinar e sofreram maior taxa de mortalidade.

Uma vez que as sementes mais próximas à superfície teriam maior chance de germinação bem sucedida, a capacidade do banco de sementes alterar a flora depende de como os indivíduos das diferentes espécies se distribuem com a profundidade; e o tipo de mudança estará relacionado com o grau de perturbação em profundidade no solo (Williams, 1984).

Em geral, ambientes perturbados com frequência, apresentam maior predominância de espécies dicotiledôneas, enquanto que pastagem, por exemplo, que é mais estável, apresenta uma clara dominância por monocotiledôneas (Froud-Williams *et al.*, 1983 b).

As discrepâncias entre flora e banco de sementes, podem ser grandes. Em termos numéricos, segundo Roberts (1981), a den-

sidade da flora local é apenas 2 a 10% da encontrada no banco de sementes.

O estudo de Kellman (1978) revelou que, embora cerca de 50% das espécies invasoras em campos de milho em Belize estivessem representadas no banco de sementes, a espécie numericamente dominante como semente não ocorria na flora. McIntyre (1985) também observou que cerca de 50% das espécies de sementes do banco de uma área cultivada com arroz nas Filipinas estavam representadas na flora local. Neste último estudo 82% das sementes eram de uma única espécie.

Segundo Chancellor (1985), Froud-Williams et al. (1983b) Pollard & Cussans (1976 e 1981), a composição, densidade e a diversidade da flora de invasoras de culturas são geralmente reflexos da prática agrícola empregada. Estes autores apresentam evidências de que as monocotiledôneas, principalmente as gramíneas, são gradualmente eliminadas ou reduzidas a baixas densidades, enquanto que as dicotiledôneas passam a ser predominantes em decorrência da manutenção da aração.

Dados de Chancellor (1985) revelam que, além da alteração em composição da flora em campo arados, a densidade de invasoras tende a aumentar quando em comparação com comunidades de pastagens, menos perturbadas.

A rotação de culturas influencia a composição e a densidade de indivíduos da flora invasora. Almeida & Rodrigues (1985) acreditam que rotação pode representar uma forma fácil e barata de reduzir as infestações de invasoras em campos cultivados.

Froud-Williams et al. (1983b) mencionam porém, que há um aumento do número de sementes do banco em anos consecutivos de culturas de trigo com aveia alternadas com trigo e colza em relação à manutenção da monocultura de trigo.

O plantio direto, envolvendo uma redução das práticas culturais, pode, inicialmente diminuir a densidade de invasoras (Ellis et al., 1979), mas apresenta o risco de selecionar espécies agressivas que, na ausência de competidoras que não tolerem perturbações, podem vir a constituir sérios problemas de controle; como é o caso de Bromus sterilis (Gramine), na Inglaterra (Froud-Williams et al., 1983b).

Almeida e Rodrigues (1985) apresentaram uma síntese dos resultados de pesquisas realizadas com a prática do plantio direto no sul do Brasil. De acordo com os resultados, o cultivo convencional que inclui a prática de aração, favorece o desenvolvimento de infestações, aumentando-as em cerca de 187% em relação ao plantio direto. Estes autores sugerem que, no plantio direto, as sementes no solo estariam submetidas a condições totalmente diferentes daquelas encontradas no plantio convencional e mais estáveis quanto a micro-clima, isto favoreceria a germinação de algumas espécies e impediria a de outras. Eles comentam ainda que essas respostas poderão não ser as mais adequadas às condições às quais as plântulas serão submetidas quando germinarem, reduzindo a infestação.

3.3.3. PAPEL DE FATORES FÍSICOS E BIOLÓGICOS

Qualquer atividade que modifique o micro-clima pode favorecer ou impedir o aparecimento de determinadas espécies de plantas. Meredith (1985) em seus estudos sobre os fatores que afetam o recrutamento de Claudius mariscus, espécie dominante em alguns pântanos que se interessava preservar na Inglaterra, determinou que as diferenças em recrutamento em quatro áreas estudadas, não se devia a diferenças na composição dos bancos de sementes, mas sim à frequência de perturbações pelo corte de algumas árvores. Tal prática resultava em condições que favoreciam a germinação e o estabelecimento de Claudius mariscus, como iluminação a nível de superfície, temperatura, quantidade de água e pH.

Santos (1983) observou que sementes de Acanthospermum hispidum, que não germinaram quando submetidas a condições de escuro, germinaram tanto quanto as que foram submetidas a condição de claro, quando receberam um único choque de vermelho longo; observou também que os picos de germinação em laboratório, independentemente do tratamento de luz, ocorreram nos meses com máxima oscilação média de temperatura.

Sarukhán & Harper (1973) e Sarukhán (1974) sugerem que a reduzida emergência de plântulas de Ranunculus pode estar relacionada com a deficiência em quantidade e qualidade de luz específicas para a quebra de dormência de suas sementes.

Os efeitos de fatores como luz e escarificação sobre a germinação de sementes de algumas espécies invasoras de campo de milho foram estudados por Felipe & Polo (1983). Os seus resultados revelaram que a escarificação altera o fotoblastismo de diversas espécies originalmente fotoblásticas positivas, para indiferentes, aumentando a porcentagem de germinação.

Além das interações a nível fisiológico, que muitas vezes estão diretamente relacionadas com as práticas culturais, Sarukhán (1980), Pinero & Sarukhán (1982) e Pinero et al. (1982) discutem, para algumas espécies tropicais como *Antrocarium mexicanum*, o papel da elevada taxa de mortalidade de sementes por herbivoria. Nesta espécie, a predação de sementes chega a atingir 95%.

Além do papel da herbivoria, Harper (1977) mencionou que também as condições de temperatura e umidade elevadas favorecem um aumento na taxa de mortalidade de sementes no solo por ação de patógenos.

Sarukhán (1974) demonstrou que apenas cerca de 6 a 8% das sementes viáveis da espécie invasora *Ranunculus repens* germinam e emergem. A maior taxa de mortalidade, ultrapassando 50% em 7 meses de observação foi devido à predação. Cerca de 10% das sementes morreram devido a outras causas, principalmente patógenos, e o restante permaneceu no solo como sementes dormentes. Esse autor sugere que os seus resultados estão de acordo com a teoria de Cohen (1966, 1967) segundo a qual, espécies com baixa probabilidade de originar com sucesso um adulto reprodutivo, produzirão sementes que permanecerão no solo por longo tempo, com

baixa taxa anual de germinação, ocorrendo o inverso com espécies que tenham maior probabilidade de sucesso na produção de adultos reprodutivos.

Sarukhán (1974) conclui que a invasora Ranunculus repens é regulada por fatores dependentes de densidade, sendo esta regulação mais intensa na fase de plântula. A existência de um banco de sementes como fonte duradoura de indivíduos para recrutamento deve ser considerada cuidadosamente na tentativa de controlar a espécie. Em particular, um controle realizado na fase inicial do crescimento provavelmente não resultará necessariamente em redução da densidade final, uma vez que o banco de sementes dispõe de novos indivíduos. Além disso, um afrouxamento do estresse devido à densidade entre as plantas sobreviventes pode aumentar o seu vigor e capacidade de produção de novas sementes.

3.4. COMPLEXIDADE ESTRUTURAL E FAUNA ASSOCIADA

Nos últimos anos a relação entre a complexidade estrutural, diversidade da comunidade e grau de herbivoria vem sendo analisada sob diversos aspectos (Debach, 1964; Atsat & O'Dowd, 1976; Gaughley, 1976; Altieri & Witcomb, 1979; Altieri & Letourneau, 1982; Altieri, 1983; Cousens, 1985). Um enfoque amplamente discutido por ecólogos e interessados em aplicação das teorias ecológicas é a relação entre diversidade e estabilidade. O tra-

balho clássico de Peine (1966) demonstrou a validade da idéia de que espécies chaves podem favorecer coexistências em comunidades de costão marinho e analisa os processos interativos associados a essa questão.

Não há, porém, grande disponibilidade de dados que apoiem ou refutem essa idéia na área de estudo de agroecossistemas.

Southwood & Way (1970) reviram a relevância da diversidade e organização do habitat de agroecossistemas para o manejo de pragas, concluindo que, quanto maior a diversidade, maiores são as chances de estabilidade e redução da densidade de pragas.

A questão da complexidade do habitat tem sido avaliada através de simulações ou criação de condições de mono e policultura, culturas mistas ou mesmo campos sujos.

3.4.1. CONDIÇÕES DE MONO x POLICULTURA

O elegante trabalho de Root (1973) inaugurou uma metodologia para analisar as diferenças entre faunas de artrópodos encontrados em situações de monocultura e de policultura com invasoras. Entretanto, as duas hipóteses levantadas para justificar o melhor desempenho da policultura: - concentração de recursos, que favoreceria os herbívoros; e inimigos naturais sendo favorecidos pela complexidade ambiental - são, ainda hoje, amplamente debatidas. Segundo Kareiva (1983) essas hipóteses levaram

à elaboração de diversos trabalhos que, na realidade, não elucidaram as questões centrais dos mecanismos envolvidos na regulação dos insetos. A desconsideração de aspectos como a densidade das plantas, tamanho de mancha ou área de ocupação, diversidade da flora e textura da vegetação impedem que esses resultados sejam conclusivos.

Há, no entanto, evidências empíricas de que problemas provocados por pragas tendem a se agravar pela concentração de recursos em sistemas de monocultura em larga escala (Osborne, 1973; Cromartie, 1971; Smith & Allcock, 1985). Essas evidências têm levado à elaboração de propostas como as de Altieri e Witcomb (1979) e Altieri (1983) de alteração do sistema de cultivo como forma de controle de pragas.

É comum a afirmação entre ecólogos e agrônomos de que o número de insetos pragas é maior em monoculturas do que em policulturas (Elton, 1958; Pimentel, 1961a,b; Dempster, 1969; Tahvanainen & Root, 1972; Van Emden, 1974; Van Emden & Williams, 1974; Price & Waldbauer, 1975; Feeny, 1976; Price, 1976; Risch, 1979; Pollard & Cussans, 1981 e Liss et al., 1986).

O grau de ataque também é afetado pela complexidade estrutural. Bach (1984) demonstrou que o crisomelídeo Acalyma innubum atacava menos intensamente as plantas hospedeiras que cresciam próximas de outras espécies não hospedeiras.

Smith (1976), demonstrou que infestações de afídeos tendem a ser mais frequentes e intensas em áreas de monoculturas. Saxena & Saxena (1975) e Kennedy et al. (1964) explicaram esse tipo de resposta como decorrência da grande atratividade do com-

primento de onda refletido pelo solo nu em monoculturas para cigarrinhas e afídeos.

Altieri & Witcomb (1979) apresentaram uma ampla discussão a respeito do papel das plantas invasoras como habitat de manutenção e fornecimento de predadores e parasitos de fitófagos.

Risch (1981) demonstrou que besouros do gênero Diabrotica eram menos abundantes em policulturas de milho e soja, particularmente porque evitavam o sombreamento. Stanton (1983) sugere que, provavelmente um problema crítico para os insetos ligado à policultura seja o sombreamento.

O tamanho da área de ocorrência da espécie de planta hospedeira parece estar associado a mecanismos de atração de insetos orientados por estímulos olfativos (Stanton, 1983). Assim, hemípteros monófagos são mais abundantes em manchas grandes da planta hospedeira, enquanto que oligófagos e polífagos o são em manchas pequenas (McLain, 1981).

Algumas invasoras são eficientes repelentes de certos insetos fitófagos. Segundo Altieri & Letourneau (1982), Empoasca kraemeri, importante praga de feijoeiro, é eficazmente repelida pela presença de capim pé de galinha, Eleusine indica.

A permanência do inseto num local pode estar associada ao grau de complexidade do habitat. Bach (1980) observou que Acalyma vitata atinge densidade populacional mais elevada em mono do que em policultura e sugere que há uma tendência para emigração mais rápida desses besouros nas áreas com maior diversidade de flora. Murdoch (1975) discute esse tipo de resposta e sugere o plantio de diversas culturas permeadas como forma de controle de pragas.

Stanton (1983) constatou que Colias sp, após pousar sobre uma planta não hospedeira, tende a voar por uma distância maior do que quando pouso sobre a sua planta hospedeira.

Parece haver ainda diferenças entre mono e policulturas quanto às associações e interações com os níveis tróficos além dos consumidores primários. Em áreas com maior diversidade de plantas a tendência para menor densidade de herbívoros tem sido atribuída à maior intensidade de predação e parasitismo (Smith, 1976). Pimentel (1961a) observou que predadores generalistas são mais abundantes em ambientes mais diversos, enquanto que parasitos especialistas são mais comuns em áreas de monoculturas.

A maior densidade de Leptinotarsa decemlineata em monocultura do que em policultura foi atribuída por Horton & Capinera (1987) à maior fecundidade dos herbívoros nestas áreas e não à taxa diferencial de sobrevivência devido ao ataque por inimigos naturais.

Porém, Andow & Risch (1985) observaram que alguns predadores generalistas, como Coleomegilla maculata (Coccinellidae), são também muito comuns em monocultura de milho, resultando em taxas elevadas de predação de Ostrinia nubilalis na condição de ambiente simplificado.

Van Emden (1974); Van Emden & Williams (1974) e Risch (1979, 1981) discutem os aspectos positivos da diversidade do habitat e de recursos para inimigos naturais.

3.4.2. EFEITO DE INSETICIDA

Muitos estudos têm se desenvolvido para avaliar o efeito de defensivos químicos a nível de organismos e de populações. No entanto, são raros os trabalhos que enfocam diretamente os níveis de organização superiores, como comunidades e ecossistemas (Suttman & Barrett, 1979).

De acordo com Pimentel & Levitan (1986) apenas 0,1% do volume total de defensivos aplicados atinge as espécies alvos. Os 99,9% irão afetar os demais componentes do sistema. Shure (1971) enfatizou a importância de se avaliar o impacto de inseticidas nos diversos níveis de organização biológica e em diversas fases de desenvolvimento e graus de complexidade dos ecossistemas.

Sukhoruchenko *et al.* (1981) analisaram, usando testes de campo e laboratório os efeitos de piretróides sobre a fauna de artrópodos de algodoads, revelando que o aumento de ácaros em campos tratados provavelmente em decorrência da eliminação de inimigos naturais. Endosulfan, por outro lado, revelou-se como pouco tóxico para parasitos e predadores em testes de campo e laboratório (Goebel *et al.*, 1982).

Risch *et al.* (1986) revelaram que a aplicação de Carbaryl a baixas concentrações tem efeito muito mais intenso sobre o número total de insetos em sistemas mais complexos do que sobre monoculturas. Estes autores concluíram que o efeito da deriva de inseticidas para áreas adjacentes às cultivadas podem provocar fortes alterações em composição e riqueza de espécies.

Liss et al. (1986) apresentaram uma revisão sobre a relação entre a abundância de espécies pragas e não pragas em agroecossistemas e a natureza de comunidades.

3.5. INVASORAS E PRODUTIVIDADE DA CULTURA

3.5.1. IMPACTO DAS INVASORAS SOBRE A ESPÉCIE CULTIVADA

Embora o volume de trabalhos referente ao impacto das invasoras sobre as culturas seja amplo, pouco se pode extrair a partir deles a respeito dos efeitos das interações específicas, uma vez que, na sua grande maioria, analisa efeitos gerais da presença de um conjunto de invasoras, em densidades não definidas, sobre a produtividade da planta cultivada.

De acordo com Mortimer (1984), pouco ou quase nada se conhece a respeito da tolerância das diferentes espécies cultivadas às espécies invasoras; no entanto, parte-se sempre da premissa de que o efeito da invasora é invariavelmente detrimental para a cultura, o que vem sendo severamente questionado em pesquisas recentes.

3.5.2. CONTROLE QUÍMICO E SELEÇÃO PARA RESISTÊNCIA

Nos últimos anos constatou-se um desenvolvimento tecnológico com progressiva dependência de muitos sistemas agrícolas da utilização de herbicidas, em busca da maximização da função custo-benefício. Entretanto, segundo Sagar (1974), a prática que vem sendo adotada nos últimos 20 anos, de manutenção da cultura livre de invasores para otimizar a produtividade não é, necessariamente, a mais correta. Esta situação, que resulta em aumento do custo da produção, devido ao aumento do preço e da aplicação de defensivos é geral, tem se agravado nos últimos anos. Paralelamente, o aumento progressivo do número de espécies de plantas resistentes a herbicidas (Putwain *et al.*, 1982; Dover e Croft, 1986) vem também alarmando os pesquisadores.

Em contraste com o tempo necessário para que ocorram respostas evolutivas às práticas culturais, as respostas ao controle químico são extremamente rápidas. Lebaron & Greessel, em 1982 (*apud* Mortimer, 1984), revelaram que 23 espécies de dicotiledôneas e 7 de monocotiledôneas já eram resistentes a herbicidas. Dover e Croft (1986) notaram que mais de 50 espécies invasoras já apresentavam resistência.

Tem-se demonstrado que a herança para resistência em plantas invasoras pode ser monogênica, poligênica e maternal (Sarukhán, 1984). O autor utiliza o exemplo do desenvolvimento de resistência em Senecio vulgaris na Inglaterra, para ilustrar o grau de complexidade que pode estar envolvido na evolução de me-

canismos ecológicos de escape à herbicidas, que se observa nessa espécie, nas áreas onde o controle químico é prática frequente.

A tendência para formação de raças mais resistentes a herbicidas entre as espécies de invasoras normalmente susceptíveis é discutida por Baker (1974), que também alerta para o fato de, em algumas regiões, o uso intensivo destes produtos estar seleccionando espécies perenes altamente resistentes.

3.5.3 ASPECTOS POSITIVOS DA PRESENÇA DAS INVASORAS

Altieri (1983) procurou demonstrar que a presença das invasoras em agroecossistemas implica na manutenção de um conjunto de funções ecológicas, cujos valores podem ser evidenciados quando se analisa as possíveis consequências da erradicação dessas plantas.

Tripathi (1977) alinha as seguintes consequências da erradicação de invasoras:

- Substituição por espécies mais resistentes aos tratamentos convencionais.
- Redução da produção da matéria orgânica total por área.
- Animais oligófagos ou polífagos podem passar a atacar as espécies cultivadas.
- Agravamento dos problemas de erosão e perda de nutrientes do solo.

Outra função ecológica importante para o agroecossistema, diretamente ligada à presença de espécies invasoras é o potencial dessas plantas para manutenção de inimigos naturais de insetos pragas; o que vem sendo apontado por Huffker (1959), De Bach (1964), Van Emden (1974), Sagar & Mortimer (1976), Altieri e Witcomb (1979) e Snaydon (1980) como essencial para programas de manejo de insetos pragas.

Liss *et al.* (1986), salientaram, porém, que, na maioria dos cultivos em que a prática da aplicação de inseticida é a regra geral, o efeito da presença de invasoras sobre pragas e inimigos naturais é muito reduzida porque poucos colonizadores poderão sobreviver nessas condições.

3.5.4. MÉTODOS DE CONTROLE E PRODUTIVIDADE

O estágio atual dos métodos de controlar invasoras, com vistas a aumento de produtividade, foi revisto de forma crítica por Snaydon (1984) que salientou o nível atual de ignorância a respeito dos mecanismos de regulação de espécies daninhas. Este trabalho apresenta quatro aspectos principais a serem considerados no controle de invasoras:

- 1- Fatores independentes de densidade podem modificar a intensidade das interações entre cultura e invasoras através de seus efeitos sobre a defasagem em fases fenológicas, o que pode implicar em diferenças em taxa de crescimento e partilha de recursos.

- 2- A manipulação da densidade da planta cultivada, assim como a aplicação de fertilizantes têm demonstrado, frequentemente, serem métodos eficientes de controle de invasoras. Entretanto, em alguns sistemas agrícolas, as técnicas de plantio e de colheita utilizadas predeterminam a densidade e o arranjo espacial das plantas não deixando alternativas.
- 3- Os mecanismos de depauperação dos recursos nas associações cultura-invasoras ainda não estão esclarecidos. Normalmente se considera as interações a nível de superfície como interceptação de luz, por exemplo, como de maior importância. No entanto, a forma de explorar os recursos do solo pode ser de igual importância. *Agropyron repens*, por exemplo, produz grande quantidade de bulbilhos, chegando a 2.000/planta emitidos em pontos diferentes das raízes e orientadas em diferentes direções, que aumenta o encontro de áreas com maior disponibilidade de nutrientes.
- 4- O retorno econômico do uso de herbicidas deve ser questionado, uma vez que os dados demonstram que a resposta média a essa prática, em termos de produtividade, está ao redor de 2%, atingindo 10 a 20% para o controle de gramíneas anuais. De acordo com o autor, isso significa pouco em relação aos efeitos deletéreos do seu uso. Apresentou ainda dados de Mortimer (1984) que revelaram que o uso de herbicí-

das em experimentos com *Avena fatua* não resultou em aumento de produtividade quando em comparação com situações em que a planta coexistiu com *Hordeum vulgare*.

Cousens (1985b) discutiu que, para saber se uma invasora deve ou não ser controlada, a informação básica é o grau de infestação capaz de causar redução na produção da espécie cultivada. Analisou diversos modelos que relacionam o rendimento com a densidade da planta cultivada e das invasoras, concluindo que o mais adequado é o modelo simplificado de Baeumer & Wit (1968). Segundo esse modelo, dependendo do espaçamento com que se planta a cultura, pode-se obter uma redução da infestação por invasoras e aumento relativo de produção (Cousens, 1985).

Ahmed & Hoque (1981) observaram que, em experimentos realizados com culturas de arroz com espaçamento de 20x2.5 centímetros não houve diferença significativa entre as parcelas em que se controlou ervas daninhas e onde essas foram deixadas durante todo o ciclo da cultura.

Bleasdale (1982) discutiu a limitação da produtividade quando do aumento em densidade da espécie cultivada e analisou a possibilidade da utilização da defasagem no tempo de emergência entre plantas de uma mesma área como forma de aumentar a produção.

Embora as respostas mais gerais da cultura à densidade proporcional das invasoras tenham sido razoavelmente estudadas, (Firbank & Watkinson, 1985 ; Forbes, 1985) o efeito recíproco da cultura sobre as populações invasoras recebem pouca atenção. No

entanto, Mortimer (1984) afirmou que a própria cultura pode ser considerada como agente de controle e que através de manipulação de densidades pode-se inverter os efeitos das interações competitivas, reduzindo a um mínimo o impacto das invasoras.

Mortimer (1984) analisou em profundidade as práticas geralmente empregadas na agricultura e as relacionou com processos reguladores de densidade populacional de invasoras. Nessa análise, chamou a atenção para a importância de estudos a respeito do impacto das diferentes técnicas de preparação do solo sobre a sobrevivência de sementes e salientou o papel que invertebrados predadores de sementes devem ter na regulação de população de ervas daninhas.

O dano causado pela presença das espécies invasoras, muitas vezes se manifesta com redução da produção e da eficiência da colheita mecanizada (Tripathi, 1977).

A importância de se acompanhar o fluxo de populações invasoras e da utilização de algum critério que permita prever o grau de infestação foi também discutida por Mortimer (1984) que sugeriu ainda a elaboração de modelos que busquem integrar as análises de perdas reais de produção com as tendências populacionais no tempo, para que se possa avaliar, com maior propriedade, a adequação das diferentes práticas de controle de invasoras.

Finalmente, uma análise mais profunda das práticas de controle de pragas não deve se restringir à variação da produtividade, mas deve também considerar os custos ambientais da obtenção dessa produtividade (Horwith, 1985).

4. MATERIAL E MÉTODOS

4.1. ÁREA DE ESTUDO E TRATAMENTOS

O presente trabalho foi desenvolvido em uma área cedida pela Fazenda Monte D'Este, localizada no Km 11 da rodovia Campinas-Mogi Mirim, Campinas, São Paulo (22°47' S, 47°02' W). O clima característico da região é do tipo CWA, de acordo com a classificação de Koeppen, com verão quente e chuvoso (outubro-março) e inverno frio e seco (abril-setembro).

A cultura predominante nas proximidades da área estudada foi o algodão, ocorrendo ainda pastagem e vestígios de mata.

Após os procedimentos normais de aração e gradeação, a área com cerca de 7000 m² que durante os anos anteriores fora mantida como pasto abandonado, foi semeada com a variedade de milho DINA-10, obedecendo-se o espaçamento de 80 cm entre fileiras e 20cm entre plantas. Para a safra de 1983 o plantio foi feito em fevereiro do mesmo ano enquanto que, para a safra de 1984 a semeadura ocorreu em novembro de 1983. Uma adubação de cobertura com nitrocálcio, à dose de 104,2 kg por ha foi feita quando as plântulas se encontravam com 20 cm de altura.

Durante todo o ciclo do milho, tanto em 1983 como em 1984 não se fez qualquer aplicação de herbicida na área.

Após a colheita manual do milho em 1983, foi passado o arado e a terra permaneceu em pousio até novembro do mesmo ano,

quando foi preparada para a safra seguinte. A aração foi feita à profundidade de 20cm.

Em 1983 a área toda foi deixada sem capinar. Em 1984, parte da área experimental foi dividida em 8 sub-áreas de 450m²; 4 delas foram capinadas e agrupadas como limpas (L), enquanto que as quatro restantes, com ervas daninhas, foram denominadas sujas (S). Duas das sub-áreas de cada um desses grupos foram submetidas à aplicação de inseticida, sendo diferenciadas como tratamentos: LI e SI, enquanto que as quatro restantes foram consideradas controles LC e SC.

Para os tratamentos com inseticida foi utilizado Endosulfan (*), aplicado à dose de 175 g/ha. A aplicação foi feita com um pulverizador costal, com capacidade para 20 litros; volume total da mistura aplicada nas 4 áreas. As áreas controle receberam igual volume de água.

A separação das áreas foi feita com cordas de material plástico, amarradas em estacas distanciadas de 10 m umas das outras. Cada parcela media 15 x 30 m, ou seja, 450 m². Para evitar o efeito de borda, em toda a extensão da área experimental, os dois metros marginais foram desprezados.

4.2. SUCESSO DE INVASORAS

Curvas espécie-área (Fig. 2) e representações das densi-

(*) Produto comercial Thiodan, com 350g de ingrediente ativo/litro

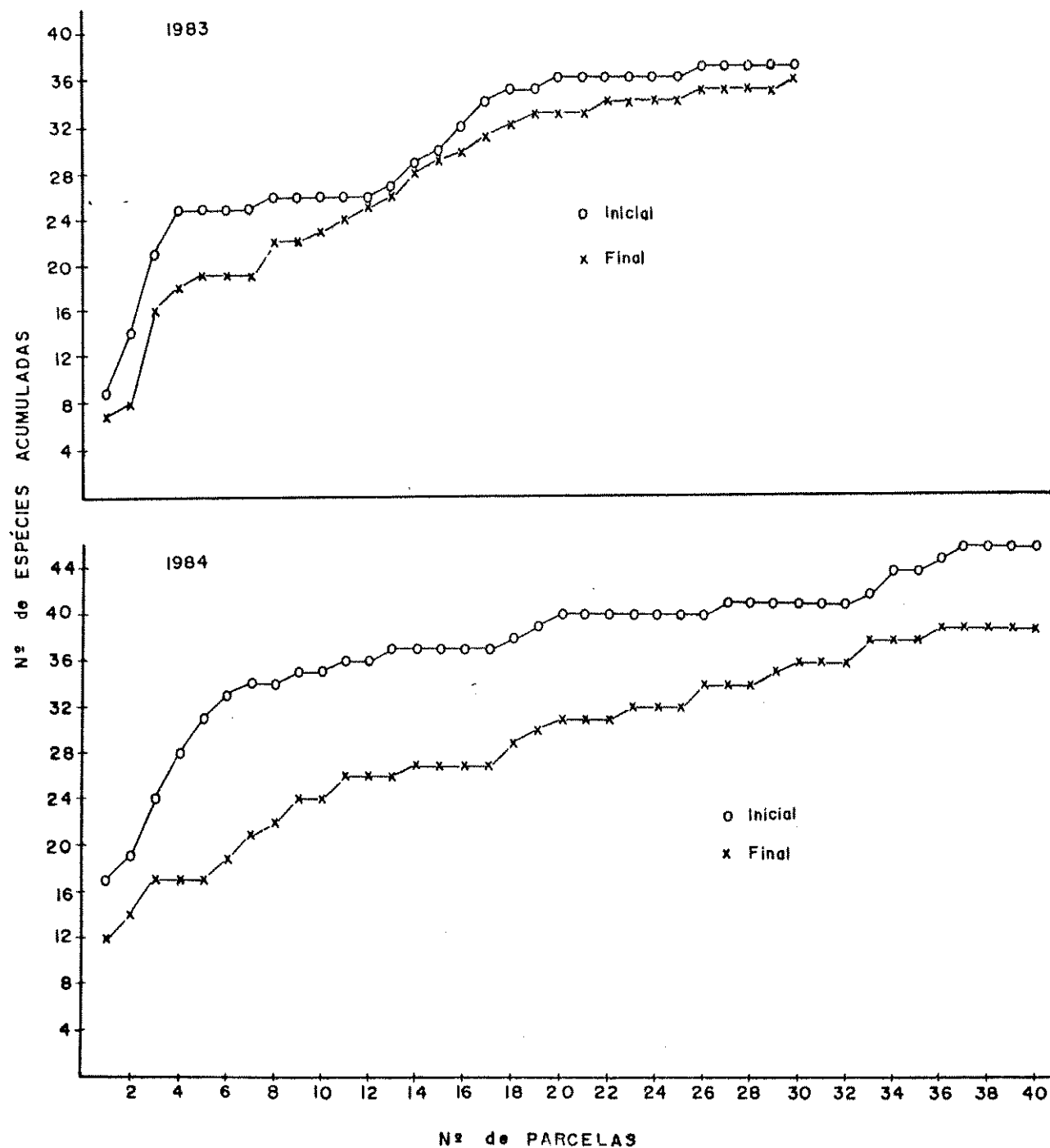


FIGURA 2: Curva de coletor utilizada para a determinação do número adequado de amostras de 1 m² para representar a comunidade de plantas invasoras da cultura de milho em 1983 e 1984. (o) - início do ciclo da cultura, (x) - final do ciclo.

dades médias de plantas, em conjuntos crescentes de amostras, foram utilizadas para determinar o número mínimo de quadrados de 1 m, a ser tomado para representar a flora de invasoras do campo de milho.

De acordo com esse critério, um total de 30 quadrados lançados ao acaso em 1983 e 40 em 1984 foram demarcados e considerados suficientes para representar a flora. A utilização de curvas espécie-área e distribuição de médias para estabelecer área mínimas de amostragem é extensamente revista e discutida por Greig Smith (1964) e Williams (1964).

Após o sorteio das coordenadas no campo, a delimitação dos quadrados foi feita com estacas de 1m de altura, iniciando-se a demarcação pelo vértice inferior esquerdo, que correspondia ao ponto sorteado para cada quadrado.

No ano de 1984, para permitir a detecção de possíveis efeitos da aplicação de inseticida sobre a comunidade de plantas, metade das parcelas utilizadas para o estudo de sucessão foi equitativamente distribuída, ao acaso, nas sub-áreas delimitadas para estes tratamentos; sendo 10 nas parcelas com inseticida e 10 nos controles.

Quinzenalmente foi feita a contagem de todos os indivíduos por espécie presentes nos quadrados e anotado o estágio fenológico em que se encontravam. Durante o ciclo do milho, a cada ano, a comunidade de invasoras foi sensoriada quinzenalmente, sendo as ocasiões representadas como T1, T2,..... T8 (Tab. 1).

Diante da dificuldade de identificação de alguns indivíduos, principalmente de plântulas, anotava-se o número total de casos duvidosos em cada parcela, caracterizando-os de acordo com aspectos morfológicos, para aferição no senso subsequente. A prática de coleta fora dos quadrados e herborização dos indivíduos iguais aos que ocorriam nas amostras, permitiram a identificação mais segura nas observações posteriores.

A análise dos dados envolveu comparações de frequência, densidades, riqueza, índices de similaridade (Margalef, 1982) e de diversidade de Shanon Wiener (Zar, 1984). Os programas de Wahtedt & Davis (1968), adaptados por G.J. Shepherd, foram utilizados para Análise de Componentes Principais (ACP) (Greig Smith, 1964) para parcelas e espécies. O programa para Análise de Aglomerados (Dunn & Everit, 1982) foi desenvolvido por G.J. Shepherd.

Tabela 1 - Datas de observação nas parcelas do campo de milho na fazenda Monte D'Este, Campinas, SP.

Código para Datas	Datas de observação para safras	
	1983	1984
T1	12/Março	13/Dezembro/1983
T2	23/Março	28/Dezembro/1983
T3	9/Abril	10/Janeiro
T4	23/Abril	30/Janeiro
T5	1/Maio	15/Fevereiro
T6	15/Maio	3/Março
T7	1/Junho	21/Março
T8	15/Junho	6/Abril

4.3, BANCO DE SEMENTES

A coleta de amostras para o estudo do banco de sementes foi feita 50 dias após o plantio do milho, em janeiro de 1984, quando as plantas da cultura apresentavam, em média, 40 cm de altura.

Foram marcados 50 pontos distribuídos ao acaso a partir de coordenadas sorteadas em tabelas de números ao acaso (Fisher & Yates, 1971). Em cada ponto foram retiradas amostras do solo, tomadas como camadas de dois centímetros de espessura, a três profundidades: 0 a 2 cm - camada superficial, 5 a 7 cm - camada média, 15 a 17 cm - camada profunda.

O processo de coleta envolveu a retirada da terra ao longo de uma trincheira oblíqua, com 25 cm de profundidade, contígua ao ponto de amostragem, que permitiu a introdução da pá horizontalmente para a retirada das amostras a diferentes profundidades (Fig. 3).

Uma pá com lâmina reta de 7x7 cm era introduzida horizontalmente no solo, ao nível do limite inferior para a retirada da camada de 2 cm de espessura, previamente exposta por retirada das camadas superiores. Em cada ponto, cada camada da amostra correspondia portanto a um volume de 98 cm³ e a 49 cm² da superfície.

As amostras foram acondicionadas em sacos plásticos com rótulos e transportados para o laboratório. Dobrando-se várias

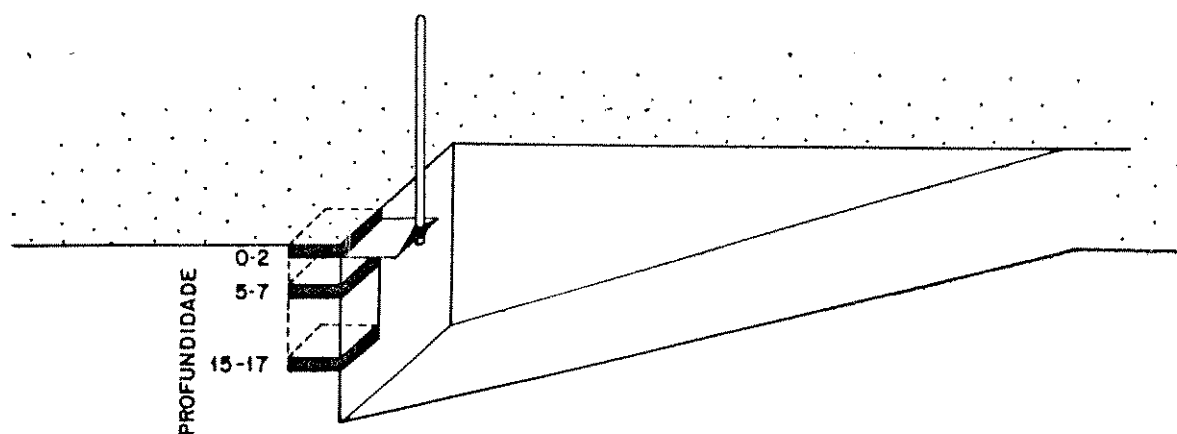


FIGURA 3: Coleta de amostras para o estudo do banco de sementes da cultura de milho.

vezes as bordas dessa embalagem, até que se encontrassem a cerca de um centímetro acima do nível do solo no seu interior, os sacos plásticos foram transformados em vasos, para que se pudesse acompanhar a germinação das sementes entre 26/12/83 e 27/02/85. Com um alfinete, foram feitas várias perfurações na base desses vasos para permitir drenagem.

Durante o período de observação as amostras permaneceram sobre uma bancada, em frente a uma janela e foram regadas diária-

mente. De três em três meses interrompia-se o fornecimento de água por uma semana e a terra de cada vaso era cuidadosamente revolvida antes de ser novamente molhada.

A observação e o acompanhamento das plantas foram feitos diariamente e a contagem e identificação dos indivíduos que germinaram ocorreu inicialmente 40 dias após a coleta das amostras e depois mensalmente. Após a identificação, cada indivíduo era retirado do vaso. Em caso de dúvida o espécime permanecia no vaso. Exemplares similares eram trazidos do campo para comparação e possível identificação do espécime duvidoso.

A identificação dos indivíduos coletados no campo e também daqueles do banco de sementes foi feita com o auxílio de manuais como os de Leitão Filho et al. (1972, 1975), Bacchi et al. (1984) e de Lorenzi (1982) e com o apoio pessoal do Dr. Hermógenes de Freitas Leitão Filho, Prof. Jorge Y. Tamashiro e Prof. João Semir do Departamento Botânica da UNICAMP.

Em alguns casos de dúvida, a identificação foi mantida a nível de gênero. Portanto, o número real de espécies presentes no banco pode ser igual ou um pouco maior do que o indicado no presente trabalho.

Para a análise foram utilizados dados de frequência e densidade. O índice de similaridade de Jaccard (Margalef, 1982), cálculos de variância e razão variância/média foram empregados para fins comparativos.

4.4. OCORRÊNCIA DE ARTRÓPODOS E FITOPATÓGENOS

O acompanhamento qualitativo dos insetos e doenças associados às invasoras foi feito quinzenalmente, tendo como unidade amostral as parcelas utilizadas para o estudo da sucessão da flora. As diferentes morfoespécies de insetos e de partes das plantas doentes foram coletadas para identificação.

Representantes de indivíduos que se encontravam em fase imatura foram coletados e mantidos em laboratório para obtenção da forma adulta e posterior identificação.

4.5. FAUNA ASSOCIADA A COMUNIDADE E EFEITO DE INSETICIDA

Para a análise comparativa mais detalhada entre a fauna de artrópodos das áreas onde se aplicou inseticida e das áreas controle, utilizou-se o material e adotou-se o procedimento descrito a seguir:

Os insetos e aranhas foram coletados com rede entomológica ou puçá, ao longo de transetos lançados entre as linhas de cultivo.

A rede utilizada para este fim era de tecido de algodão, em forma de funil, com 32 cm de diâmetro de boca e 64 cm de profundidade.

Com movimentos pendulares, o puçá era vigorosamente batido sobre a vegetação, a uma altura média de 30 cm do solo, mantendo-se sempre a boca da rede aberta. Cada passo dado ao longo do transeto correspondeu a uma batida. Após 20 batidas, a boca da rede era rapidamente fechada e o seu conteúdo vertido para o interior de um saco plástico contendo um chumaço de algodão enrolado em papel absorvente e previamente embebido em acetato de etila. A amostra era devidamente rotulada. Este método e algumas de suas variações é conhecido como varredura ou "sweep" e foi amplamente utilizado para estudos da fauna de artrópodos; (veja Janzen, 1968, 1973a,b; Janzen & Schoessler, 1968; Janzen et al., 1976 e Rich, 1979, 1981).

Para cada um dos tratamentos, ou seja, campo sujo controle, campo sujo com inseticida, campo limpo controle e campo limpo com inseticida, foram lançados 6 transetos, em 4 momentos distintos: um mês antes da aplicação do inseticida, um dia antes, um dia depois e um mês depois. Dessa forma, foram analisadas 96 amostras de 20 batidas, correspondendo a um total de 1920 batidas ou "sweeps".

A localização de cada transeto foi definida através de sorteio prévio das linhas de cultivo, estabelecendo-se que os três primeiros números corresponderiam a uma área e os três seguintes à outra; uma vez que, para cada tratamento havia duas áreas equivalentes.

Para efeito de análise estatística, o conjunto de três transetos, de cada uma das parcelas, representou uma repetição. Para se evitar o efeito de borda, as duas linhas marginais e os

cinco primeiros passos ao longo de cada linha sorteada não foram usados para o lançamento dos transetos.

O material coletado foi triado em laboratório, utilizando-se o limite do visível a olho nu como parâmetro para a separação dos artrópodos. Os indivíduos foram acondicionados em álcool a 70% e, posteriormente, com o auxílio de uma lupa binocular, separados e classificados até a nível de família e distintos em morfoespécies. Decidiu-se sempre, em caso de dúvida, pela não separação de duas possíveis morfoespécies muito semelhantes.

Larvas e ninfas foram classificadas a nível de ordem ou até de família, dependendo das condições em que os espécimes se encontravam e do grau de dificuldade para a classificação de imaturos de cada grupo.

Os manuais de Chu (1949) e Peterson (1962), para insetos imaturos foram utilizados para identificação.

As aranhas foram mantidas como grupo único independentemente do estágio de desenvolvimento e do grupo taxonômico, não se distinguindo, portanto, entre morfoespécies ou mesmo famílias.

De acordo com os dados de observação direta no campo, conhecimentos da morfologia e informações de bibliografia como Costa Lima (1955), Oldroyd (1964) e Comstock (1972), as morfoespécies foram classificadas segundo o nível trófico a que pertenciam; algumas espécies em que não se conseguiu definir o hábito alimentar, foram codificadas como "O", ou seja, não identificado. Para as outras categorias utilizou-se o seguinte código: "C" - predador, "D" - detritívoro, "H" - herbívoro e "P" - parasito. Para efeito de análise, parasitos e predadores foram geralmente considerados em conjunto, como carnívoros.

O teste não paramétrico de Kruskal Wallis (Zar, 1984) foi aplicado para os dados gerais de indivíduos e espécies para comparação entre tempo, tratamento e campo.

Parâmetros como similaridade e frequência foram comparados utilizando-se os índices de Morisita e de Sorensen (Margalef, 1982) e modelos para dados categóricos (SAS Catmod Procedure) respectivamente. O programa listado no manual de Brower e Zar (1977) foi utilizado para cálculo dos índices de similaridade.

4.6. ESTUDOS COM AGENTES POTENCIAIS DE CONTROLE DE INVASORAS

Durante os dois anos de observações e coletas, para algumas espécies de insetos e fitopatógenos evidenciou-se a presença de características que justificavam o seu estudo mais detalhado como agentes potenciais de controle de invasoras,

Duas espécies de fungos e quatro de insetos receberam atenção especial durante o desenvolvimento do presente trabalho.

4.6.1. FITOPATÓGENOS

Através de observação de campo e de experimentos em laboratório procurou-se obter informações a respeito do grau de incidência e da capacidade de infecção de alguns agentes fitopatogênicos.

Sementes de Ipomoea acuminata (Convolvulaceae) foram semeadas em duas caixas de madeira de 45x30x15 cm. Quando as plantas apresentavam quatro folhas, uma suspensão de esporos do fungo Albugo sp, coletado de folhas de plantas doentes no campo, foi aplicada sobre as folhas de cinco plantas tomadas ao acaso na caixa de criação. A aplicação foi feita com um pincel e, na metade das folhas tratadas foram feitas pequenas incisões com um estilete, simulando ferimentos. Em outras cinco plantas foi aplicada água destilada sobre as folhas.

A possibilidade de insetos atuarem como vetores mecânicos do patógeno foi examinada utilizando-se 20 indivíduos de Maecolaspis jolivetii (Chrysomelidae), observado no campo alimentando-se de Ipomoea acuminata. Dez desses insetos foram pincelados com esporos do fungo principalmente nas regiões das pernas e peças bucais. Cada um deles foi acondicionado em um saco de tule, por um dia, sobre uma das plantas. Dez plantas foram utilizadas para esta finalidade. Em outras dez foram acondicionados os indivíduos não contaminados.

As plantas foram observadas e regadas diariamente.

No caso da espécie de fungo Colletotrichum sp. e do vírus do mosaico de Sida, as informações se restringiram às observações de campo.

4.6.2. INSETOS

4.6.2.1. Biologia de lepidópteros associados a *Sida* e a *Waltheria indica*

Em 1983 todas as plantas de *Sida cordifolia* e *Waltheria indica* localizadas em uma área de cerca de 100 m² foram inspecionadas. As plantas que apresentavam ovos de lepidópteros foram marcadas. A folha ou gemã contendo o ovo foi envolvida em um saco de papel manteiga, preso ao ramo com um arame encapado com plástico.

Dois tipos de ovos foram acompanhados diariamente em *W. indica*, os do noctuídeo *Noropsis hieroglifica* e os do geometrídeo sp1 (ainda não identificado). A primeira espécie apresenta os ovos agrupados, colocados na face inferior da folha, enquanto que a outra coloca os ovos isolados, nos vértices formados por nervuras principais e secundárias também na face inferior da folha.

O desenvolvimento de cinco desovas de *N. hieroglifica* e 47 ovos do geometrídeo foi acompanhado diariamente durante 15 dias, após o que todos os sobreviventes de uma chuva de granizo foram transferidos para o laboratório, já em fase de larvas.

O mesmo procedimento foi adotado no caso de *Anomia eposa* um noctuídeo desfolhador de várias espécies de *Sida*. Para essa espécie, que coloca ovos esparsos na face inferior das folhas, obteve-se número maior de sobreviventes, o que permitiu observações do ciclo completo de 39 indivíduos.

No laboratório, cada larva foi mantida isolada, em um frasco contendo um pequeno vaso com um ramo da planta de alimentação que era trocado diariamente. Assim como no campo, a presença de exúvias ou das cápsulas cefálicas era utilizada como indicador da mudança de estádios. Dos adultos de *A. erosa* foram formados casais e obtidas informações sobre longevidade, número médio de ovos e desovas por fêmea.

As oito pupas de *N. hieroglifica* entraram em diapausa, emergindo apenas oito a onze meses depois. Dos geometrídeos obteve-se apenas sete adultos.

4.6.2.2. Biologia do Cecidomyiidae galhador de *Waltheria indica*

Esse estudo foi iniciado logo que se confirmou a relação entre as galhas foliares de *Waltheria indica* e a espécie de díptero cecidógeno, através da observação direta da emergência de adultos no campo.

Vinte plantas altamente infestadas e 150 plantas jovens saudáveis foram coletadas, envasadas, e transportadas para laboratório.

Cada planta foi engaiolada em saco de tule, mantido armado sobre a planta com o auxílio de uma estaca de madeira fina em forma de cruz, fincada junto ao caule. Esta gaiola de tecido era fechada na sua parte inferior com uma presilha de arame ao

redor da estaca e do caule da planta. As plantas eram regadas diariamente.

Durante 15 dias observou-se cada planta para verificação da sobrevivência e manifestação da presença de galhas eventuais em indivíduos previamente considerados sadios. Neste caso a planta era descartada.

A medida que os adultos emergiam das 20 plantas infestadas coletadas para o fornecimento de insetos, os casais naturalmente formados eram transferidos para uma planta nova numerada. Como alimento foi oferecido solução saturada de água e açúcar em chumaço de algodão preso às plantas.

Após a observação do comportamento característico de oviposição dos insetos sobre algumas plantas, estas foram examinadas ao microscópio estereoscópico para verificação da presença de ovos nas folhas. O desenvolvimento das galhas foi acompanhado diariamente. Após a emergência dos adultos as plantas foram mantidas para avaliação da reprodução.

4.6.2.3. Aspectos da bionomia e especificidade de Anthonomus rubricosus (Coleoptera, Curculionidae)

Os dados referentes à bionomia de Anthonomus rubricosus foram obtidos através de observações de campo durante os dois anos de trabalho. Para a manutenção de uma população em laboratório foram coletados indivíduos adultos na área marginal do campo de estudo e em áreas ruderais próximas.

Os testes de especificidade foram realizados com 12 grupos de adultos, cada um com seis indivíduos.

No interior de um frasco de vidro de boca larga com 20 cm de altura e 16 cm de diâmetro foi colocado um vaso na região central contendo um ramo de cada uma das espécies: *Sida cordifolia*, *Sida glaziovii* e *Sida rhombifolia* com botões e frutos, sem as folhas; um fruto de *Hibiscus esculentus*; um botão de *Gossypium hirsutum* e um de *Malvaviscus arboreus*. O tamanho dos itens foi escolhido de maneira a manter a semelhança entre os volumes dos recursos representados por cada espécie. Os pedúnculos dos ramos, frutos e botões utilizados encontravam-se imersos na água do vaso e presos à borda do mesmo com um chumaço de algodão. Sobre cada item representativo de uma espécie hospedeira foi colocado, com um pincel, um adulto de *A. rubricoccus* mantido em jejum por 24 horas.

Transcorridas 24 horas o vaso era retirado do frasco. A localização dos adultos quanto ao substrato e cada item era examinada a olho nu e sob microscópio estereoscópico para verificação de sinais de alimentação.

4.6.2.4. Aspectos da bionomia e especificidade de *Polyspila polyspila* (Coleoptera, Chrysomelinae)

Uma criação em laboratório de *Polyspila polyspila* foi estabelecida a partir de larvas coletadas na região de Jaú, São Paulo.

Testes de especificidade, utilizando-se a mesma metodologia já descrita para *A. rubricosus* foram realizados com larvas e adultos da espécie, oferecendo-se como alimento folhas de roseira, algodoeiro, aboboreira e das três espécies de guanxuma (*Sida* spp).

A introdução de casais no campo foi monitorada através do acompanhamento diário de 20 casais engaiolados em sacos de tule sobre plantas de *S. rhombifolia*.

4.7. PRODUTIVIDADE DA CULTURA DE MILHO

Ao final do ciclo da cultura, a colheita das espigas foi feita manualmente.

A produtividade foi analisada em função do peso do conjunto das espigas sem palha e do seu número por parcela.

A análise de variância para estes dados, utilizando-se modelos lineares gerais (SAS GLM Procedure) foi feita considerando-se como variáveis independentes o tipo de campo (sujo e limpo) e o tratamento (com e sem inseticida). O teste de Tukey foi utilizado para comparação e ordenação das médias de produtividade dos diferentes campos e tratamentos.

5. RESULTADOS E DISCUSSÃO

5.1. A COMUNIDADE DE INVASORAS NA CULTURA DE MILHO

5.1.1. BANCO DE SEMENTES

A Tab. 2 apresenta a lista das espécies existentes no banco de sementes, indicando as respectivas densidades e frequência de ocorrência. Das 20 espécies componentes dessa comunidade, apenas 5 eram monocotiledôneas, representadas por 4 espécies de gramíneas e uma ciperácea. Entre as dicotiledôneas, 10 podem ser consideradas herbáceas e 5 lenhosas.

A relação entre o número de espécies de sementes acumulado ao longo de 50 amostras distribuídas ao acaso está representada na Fig. 4. A ausência de espécies inéditas a partir da 36ª amostra foi considerada como indicadora de suficiência para o tamanho amostral.

O número médio de sementes por amostra, considerando-se as 3 profundidades, foi de 4,0, com desvio padrão de 5,1 e embora 12% dos pontos não tenham apresentado sementes viáveis, essa média se inclui na classe de frequência que representa a moda para a distribuição de sementes por amostra (Fig. 5a).

Tabela 2 - Espécies presentes nas 50 amostras do banco de sementes e densidade com que ocorriam no solo e nas floras da superfície em 1983 e 1984 em cultura de milho.

Espécie	Nº de sementes	Frequência (%)	Densidade (n/m ²)	
			Banco	Flora
			1983	1984
<i>Ageratum conyzoides</i>	117	56	477,6	0,433
<i>Amaranthus</i> spp	7	10	28,6	0,367
<i>Borreria alata</i>	1	2	4,1	0,300
<i>Cenchrus echinatus</i>	2	2	8,2	0,000
<i>Cyperus</i> spp	13	24	53,1	0,400
<i>Desmodium adscendens</i>	1	2	4,1	0,067
<i>Dichondra repens</i>	1	2	4,1	0,167
<i>Digitaria horizontalis</i>	3	6	12,3	4,433
<i>Diodia alata</i>	1	2	4,1	0,000
<i>Eleusine indica</i>	6	10	24,5	0,333
<i>Emilia sonchifolia</i>	9	14	36,7	0,700
<i>Gallinsoga parviflora</i>	1	2	4,1	0,000
<i>Melinis minutiflora</i>	1	2	4,1	0,000
<i>Phyllanthus corcovadensis</i>	3	6	12,3	0,067
<i>Physalis angulata</i>	1	2	4,1	0,000
<i>Portulaca oleracea</i>	1	2	4,1	0,233
<i>Richardia brasiliensis</i>	4	8	16,3	0,100
<i>Sida glaziovii</i>	4	8	16,3	78,167
<i>Sida rhombifolia</i>	8	16	32,7	2,133
<i>Solanum americanum</i>	11	18	44,9	0,000

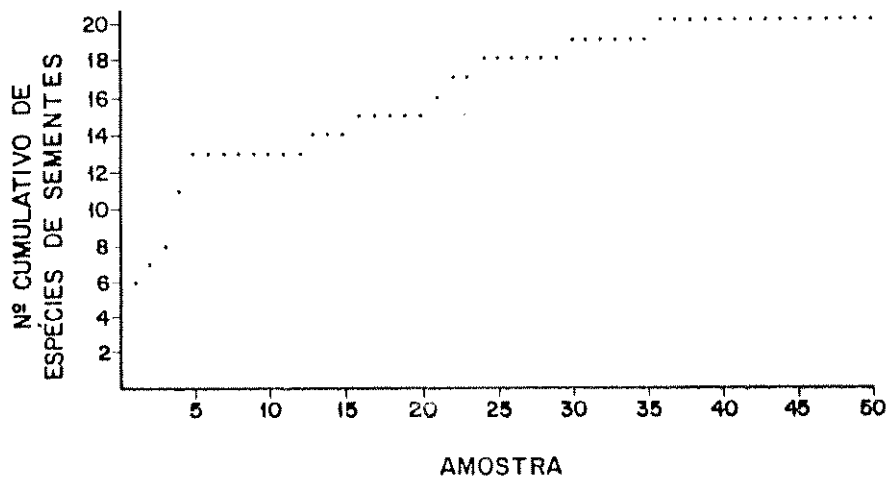


FIGURA 4: Curva espécie-área para amostras seriadas do solo, de acordo com sorteio.

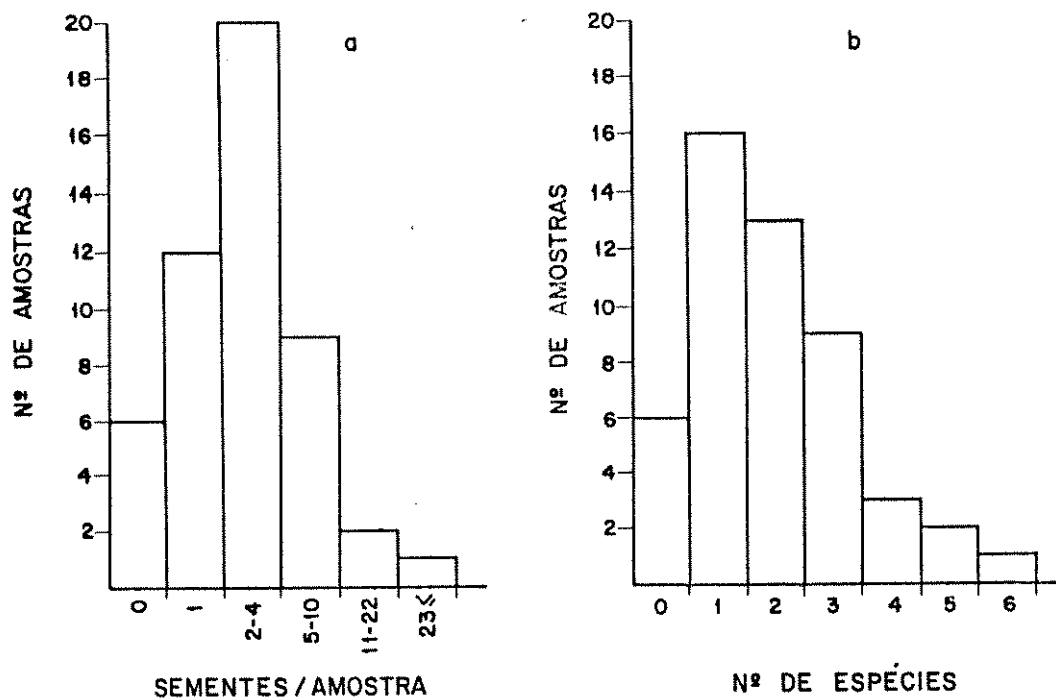


FIGURA 5: Distribuição das amostras de solo de acordo com as classes de densidade de sementes (a) e de acordo com a riqueza de espécies (b).

A distribuição do número de espécies por amostra (Fig. 5b) revela que apenas 30% das amostras continha 3 ou mais espécies, enquanto que 58% apresentava uma ou duas. Entretanto, o número médio de espécies por amostra foi de 3,2, com desvio padrão de 7,1; esse valor está relativamente distante da moda, que é 1, basicamente em função da distribuição assimétrica das frequências, com poucas espécies que contribuíram com grande número de indivíduos.

Considerando-se as 3 profundidades amostradas obteve-se o número médio de sementes por metro quadrado de 795,92 com desvio padrão de 1034,69. Foi, porém, na camada média, entre 5 e 7 centímetros de profundidade, que se encontrou 41% das sementes; enquanto que as camadas superficial e profunda apresentaram densidades menores (Tabela 2), com Qui-quadrado igual a 0,9123. O Qui-quadrado para as 3 camadas é 6,4, valor significativo ($0,25 < p < 0,05$).

A razão variância/média indica que a distribuição de sementes no solo cultivado tende a ser contagiosa nas 3 profundidades estudadas, porém de forma muito mais pronunciada na camada média (Tab. 3).

Essa distribuição e densidade de sementes certamente está relacionada com o histórico da área, anteriormente uma pastagem, em que a incorporação de sementes no sentido vertical do solo deve ter sido pequena. As práticas de aração e gradeação, não teriam ainda propiciado a distribuição mais homogênea das sementes; além disso, observa-se uma tendência para modificação em composição na superfície, com a redução de algumas espécies de ciclo mais longo que não chegaram a frutificar em 1983.

Ageratum conyzoides, espécie mais comum no banco de sementes, é a principal determinante do padrão observado para a distribuição (Fig. 6 a, c). A contribuição das 4 espécies que se seguem a *A. conyzoides*, em ordem decrescente de predominância *Cyperus* spp, *Solanum americanum*, *Emilia sonchifolia* e *Sida rhombifolia*, é reduzida, quando comparada com *A. conyzoides* (Fig. 6 d, f, g).

Apenas uma espécie ocorreu exclusivamente na camada média, *Diodia alata*, e 3 espécies, além de *A. conyzoides* contribuíram com mais de um indivíduo para esta camada do banco: *Amaranthus hybridus* (5), *Richardia brasiliensis* (3) e *Sida glaziovii* (2) (Tab. 4). Na camada superficial observou-se que 5 espécies ocorriam com exclusividade: *Borreria alata*, *Desmodium adscendens*, *Dichondra repens*, *Galinsoga parviflora*, e *Melinis minutiflora*; todas com um único indivíduo.

A maioria dos indivíduos (83,1%) e das espécies (85%) germinou durante os primeiros 40 dias (fevereiro e março) após o início do acompanhamento das amostras de solo no laboratório. Entretanto, até 11 meses depois da coleta, observou-se germinações esporádicas (Fig. 7a).

Tanto as espécies como os indivíduos da camada superficial do solo parecem germinar mais prontamente diante de condições favoráveis do que os das camadas mais profundas (Fig. 7b). As curvas de germinação para espécies e indivíduos são, no entanto, muito semelhantes (Fig. 7a). Quando se separa as diferentes profundidades a semelhança se mantém, mas fica evidente que a camada superficial é a que apresenta maior número de espécies, mas não de indivíduos.

Tabela 3 - Densidade de sementes no solo em campo de milho por amostra (49 cm²) e por metro quadrado a diferentes profundidades. Soma das densidades das três camadas, densidade total calculada a partir de médias ponderadas para os 17 centímetros e valor da razão Variância/Média.

Camada (cm)	Densidade de Sementes $\pm$ EP		Razão Variância/Média
	por amostra	por m ²	
Superficial (0-2)	1,22 $\pm$ 0,21	248,98 $\pm$ 42,16	1,75
Média (5-7)	1,62 $\pm$ 0,51	330,61 $\pm$ 102,98	7,86
Profunda (15-17)	1,06 $\pm$ 0,20	216,33 $\pm$ 40,99	1,90
Soma	3,96 $\pm$ 0,72	795,92 $\pm$ 146,94	6,48
Total para 17 cm		2325	

Tabela 4 - Total coletado e densidade das espécies do banco de sementes de acordo com a profundidade.

Espécie	Camada					
	Superficial (0-2 cm)		Média (5-7 cm)		Profunda (15-17 cm)	
	Total	N/m ²	Total	N/m ²	Total	N/m ²
<i>Ageratum conyzoides</i>	30	122,45	54	220,41	33	134,69
<i>Amaranthus</i> spp	0	0,00	5	20,41	2	8,16
<i>Borreria alata</i>	1	4,08	0	0,00	0	0,00
<i>Cenchrus echinatus</i>	0	0,00	1	4,08	1	4,08
<i>Cyperus</i> spp	9	36,74	3	12,25	1	4,08
<i>Desmodium adscendens</i>	1	4,08	0	0,00	0	0,00
<i>Dichondra repens</i>	1	4,08	0	0,00	0	0,00
<i>Digitaria horizontalis</i>	0	0,00	1	4,08	2	8,10
<i>Diodia alata</i>	0	0,00	1	4,08	0	0,00
<i>Eleusine indica</i>	1	4,08	1	4,08	4	16,13
<i>Emilia sonchifolia</i>	2	8,16	6	24,49	1	4,08
<i>Galinsoga parviflora</i>	1	4,08	0	0,00	0	0,00
<i>Melinis minutiflora</i>	1	4,08	0	0,00	0	0,00
<i>Phyllanthus corcovadensis</i>	1	4,08	0	0,00	2	8,16
<i>Physalis angulata</i>	1	4,08	0	0,00	0	0,00
<i>Portulaca oleracea</i>	0	0,00	0	0,00	1	4,08
<i>Richardia brasiliensis</i>	1	4,08	1	4,08	0	0,00
<i>Sida glaziovii</i>	2	8,16	1	4,08	0	0,00
<i>Sida rhombifolia</i>	5	20,41	1	4,08	2	8,16
<i>Solanum americanum</i>	4	16,33	3	12,25	4	16,33
Total de espécies	15		12		11	
Total de indivíduos	61		81		53	

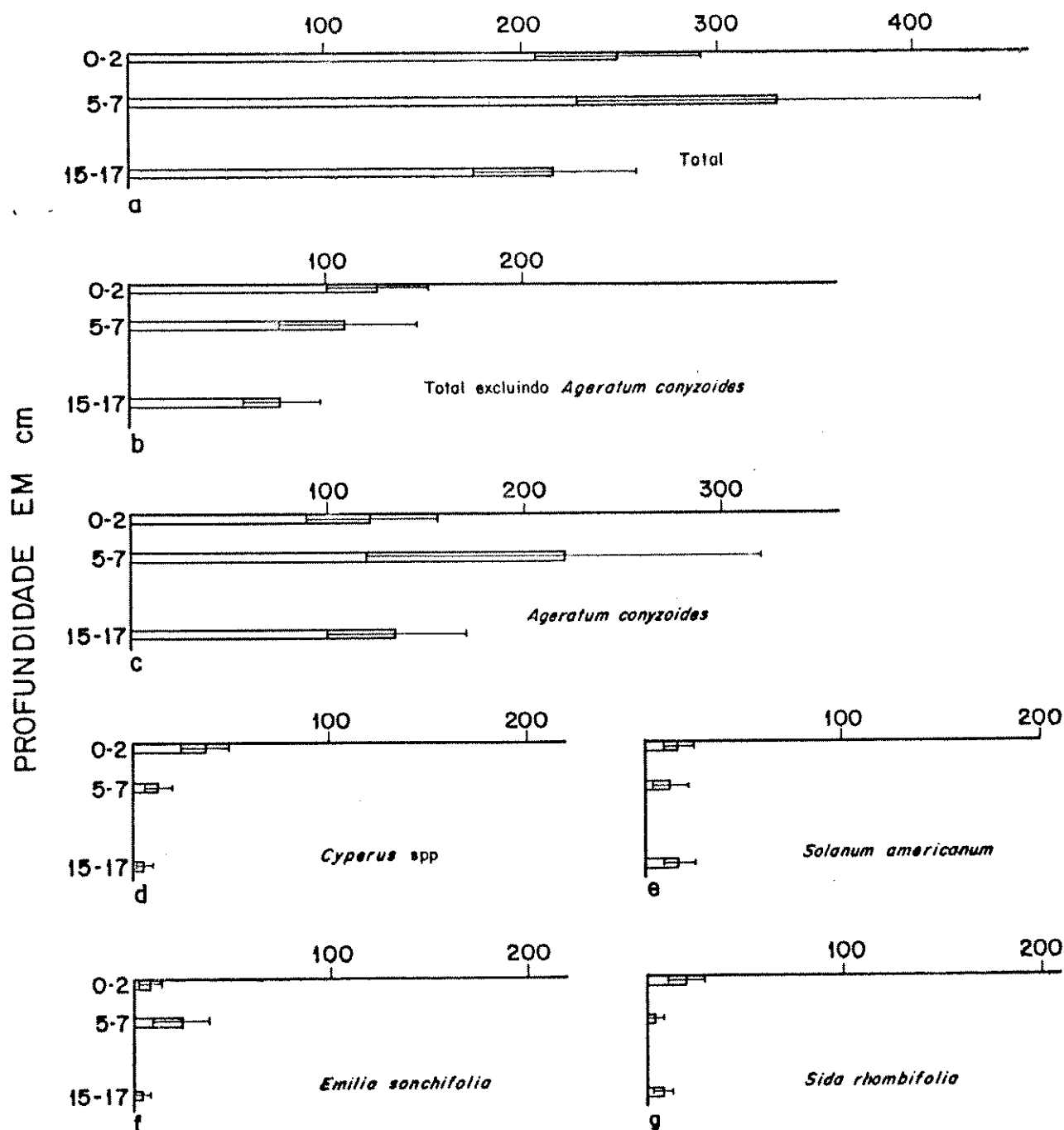


FIGURA 6: Distribuição do número de sementes coletadas em dezembro de 1983 a 3 profundidades de solo em cultura de milho. a - total de indivíduos, b - total excluindo *Ageratum conyzoides*, c,d,e,f,g - demais espécies predominantes.

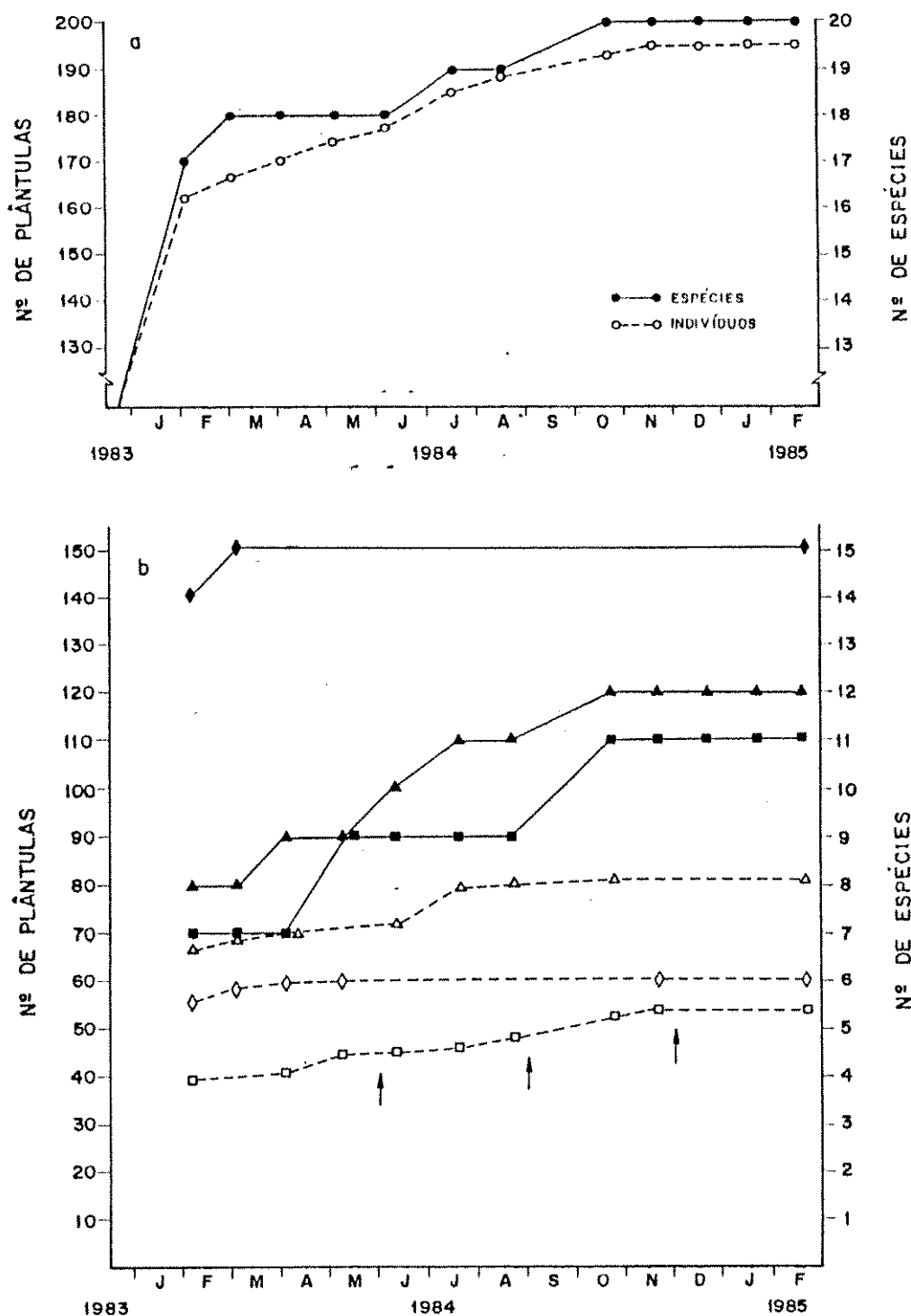


FIGURA 7: Germinação, em laboratório, dos indivíduos do banco de sementes do campo de milho. a- total de indivíduos e espécies, b- comportamento dos indivíduos (---) e espécies (____) coletados na superfície (♦ ♦), camada média (▲ ▲) e profunda (■ ■) do solo. As setas indicam os momentos em que o solo foi revolvido.

5.1.1.1. Tamanho do Banco de Sementes

A densidade média de sementes encontrada para o campo de milho no presente trabalho é nitidamente menor do que a encontrada por outros autores para campos cultivados (Tab. 5). Essa diferença em densidade é de, no mínimo 3 vezes, para os casos analisados.

Um fator associado à variação em tamanho de bancos de sementes analisados por Chancellor (1985) é a idade do campo em relação ao início das atividades agrícolas com determinadas práticas culturais. Segundo ele, haveria uma tendência ao aumento gradual do tamanho do banco com a manutenção, no tempo, da prática de aração. De acordo com seus dados, a densidade de sementes no banco passou de 29/m² para 196/m² após 20 anos, em uma região da Inglaterra, anteriormente ocupada por pastagem abandonada.

A idade do campo de milho aqui analisado é comparável à mencionada por Kellman (1978) para o campo de milho de Belize (2 anos); no entanto, os resultados quanto à densidade de sementes são tão diferentes quanto em relação aos outros campos que mantêm, relativamente, maior uniformidade entre si (Tab. 5). Assim, certamente outros fatores, que não a idade, devem estar associados a esta diferença.

De acordo com Froud-Williams et al. (1983b), a rotação de cultura, assim como a aração, tende a manter maior número de sementes no solo, enquanto que o plantio direto e o cultivo em sucessão tendem a reduzir o número de sementes.

TABELA 5 Comunidades de bancos de sementes em solos cultivados de regiões tropicais (I) e outras regiões (II). Síntese de informações disponíveis.

Região	Cultura	Amostra		Sementes Viáveis		Autor
		Área (cm ²)	Profundidade (cm)	Nº de Espécies	Indivíduos/m ²	
Campanas (I)	Milho	50x49,00	17,0	20	2325	Garcia (presente trabalho)
Belize (I)	Milho e Pastagem	78x29,20	4,2	54	6497	Kellman (1974)
Belize (I)	Pastagem	20x25,00	10,0	21	12960	Kellman (1978)
Belize (I)	Milho	20x25,00	10,0	25	9800	Kellman (1978)
Senegal (I)	Arroz	6x10,00	?	45	6350	Miege & Ichoumé (1963) (in Kellman, 1974)
Filipinas (I)	Arroz	?	15,0	?	80400	Vega & Sierra (1970)
Java (I)	Arroz	?	10,0	?	20000	Hayashi et al (1978) (in McIntyre, 1985)
Austrália (II)	Arroz	72x10,75	10,0	43	177000	McIntyre (1985)
Reino Unido (II)	Trigo	?	?	?	34100	Brenchley & Warrington (1933)
Reino Unido (II)	Cereais	?	?	?	56500	Roberts (1958) (in Harper, 1977)
Reino Unido (II)	Verdura	?	?	?	1600-84000	Roberts & Stokes (1966) (in Harper, 1977)
Reino Unido (II)	Trigo	?	?	?	40000-75000	Brenchley & Warrington (1930)

A área de estudo no presente trabalho foi semeada com milho durante 2 anos consecutivos mas, antes disso, era um pasto abandonado. Essa modificação, que representa alterações das condições que favorecem ou prejudicam diferentemente a germinação e o estabelecimento de espécies, pode ser responsável por parte das discrepâncias entre a flora e o banco de sementes (Tab. 2) e, também pela baixa densidade de sementes no banco.

Esse tamanho pequeno do banco de sementes de certas espécies pode estar associado com uma redução na taxa de retorno de indivíduos que germinaram no primeiro ano de cultivo, uma vez que muitos de ciclo mais longo do que o milho não chegaram a produzir sementes ou as produziram em pequena quantidade, antes de serem destruídos pelas práticas de incorporação dos restos culturais ao solo.

A associação entre comunidades de invasoras e espécie cultivada é bastante conhecida. No momento em que se modificou a comunidade de pastagem para cultura de milho, grande parte das sementes pode ter germinado e perecido; outra parte pode não ter completado o ciclo nas novas condições, como é o caso de *Waltheria indica*, não contribuindo assim para o banco de sementes e tornando-se mais rara posteriormente.

A morte de sementes devido ao ataque de patógenos é bastante estudada para espécies cultivadas (Painter, 1966), e pode ser considerada como importante fator na dinâmica de populações de plantas em geral.

O ano de 1983 foi muito chuvoso (Fig. 8) e a umidade do solo se manteve alta durante todo o período anterior ao plantio

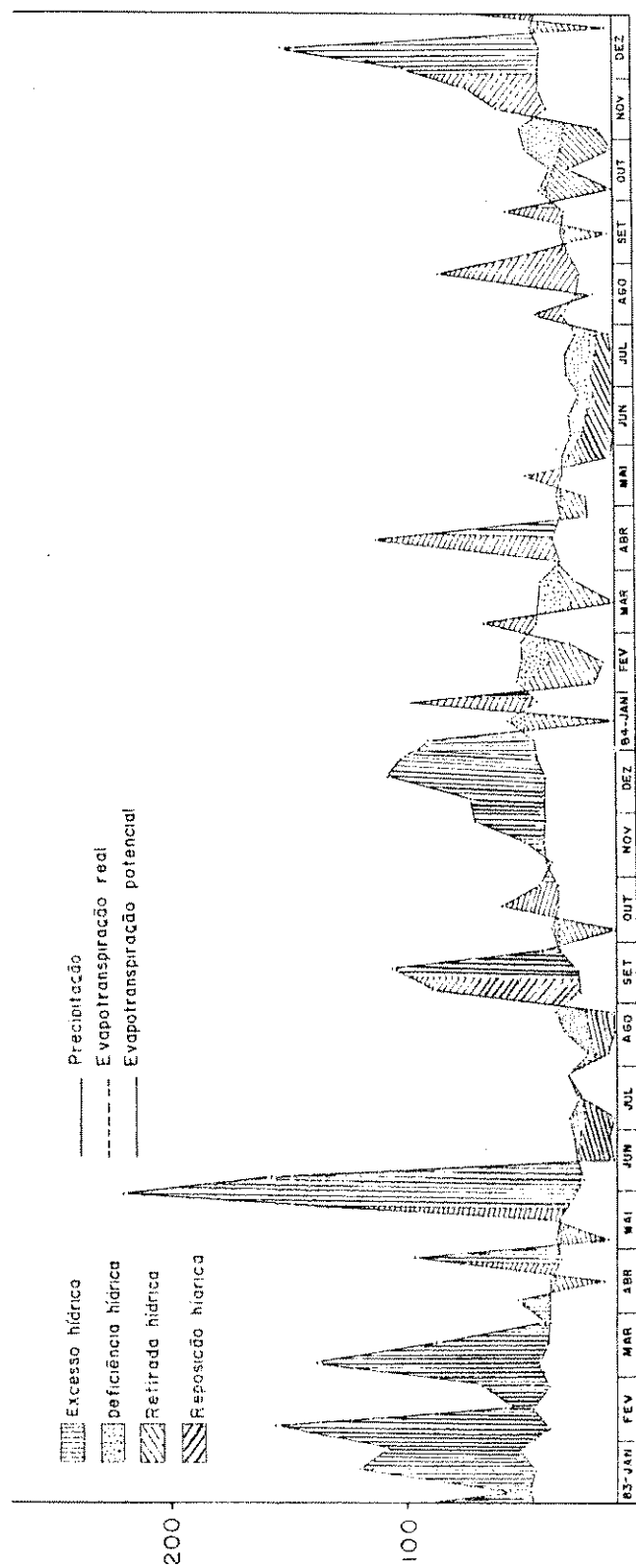


FIGURA 8: Balanço hídrico para a Região de Campinas, S.P. de 1983 a 1984, dados do Instituto Agrônômico de Campinas.

de 1984, propiciando, provavelmente, uma elevada taxa de mortalidade de sementes do solo por fitopatógenos. Condições úmidas podem também ter favorecido as populações de artrópodos predadores de sementes no solo.

Todas essas hipóteses tentam explicar a densidade desproporcionalmente baixa das sementes encontrada no presente trabalho como um fato ocasional, em relação às densidades encontradas em outros estudos para a região tropical. Entretanto, a menor densidade de sementes parece ser característica do conjunto de dados para campos cultivados na região tropical quando comparadas com os da região temperada (Tab. 5).

Embora Kellman (1974) considere os seus resultados como comparáveis aos encontrados para região temperada, quando se analisa os valores apresentados por Brenchley & Warrington (1930, 1933), Roberts (1958) e Roberts & Stokes (1966) (Tab. 5) observa-se que essa tendência, para menor tamanho de banco nas regiões tropicais, é consistente, pelo menos para esse conjunto de informações disponíveis.

Um menor tamanho de banco de sementes para campos cultivados nos trópicos pode estar associado a:

- Maior velocidade de recrutamento; desde que não há um período extremamente desfavorável, associada talvez à maior facilidade de quebra de dormência de sementes; se considerarmos que os condicionantes da dormência em clima temperado devem envolver maior complexidade de elementos e eventos sequenciados para garantir a germinação apenas sob condições favoráveis;

- Elevada taxa de mortalidade de sementes no solo, devido principalmente a patógenos, predadores e germinação mal sucedida; o que estaria relacionado com as condições climáticas de temperatura e umidade elevadas durante a maior parte do ano e talvez com a ocorrência de veranicos, ou seja, períodos curtos de seca sob altas temperaturas.

Parece certo que, em ambientes tropicais, o reservatório de sementes no solo seria menor por sofrer continuamente o efeito de fatores de depleção, seja por germinação, seja por morte.

Com exceção dos trabalhos de Sarukhán (1973) sobre *Ranunculus* spp e de Santos (1983), sobre *Acanthospermum hispidum*, não há, até o momento, dados a respeito da dinâmica de espécies invasoras em regiões tropicais.

Os dados de Polo (1982), como os do presente estudo, revelam que as espécies invasoras, no momento em que a área é limpa e semeada para cultivo, germinam prontamente, mas para muitas há um incremento de indivíduos por germinação durante um longo período (Fig. 7), possibilitando inclusive sobreposição de gerações. Esses dados reforçam a idéia de que, em regiões tropicais, a germinação rápida, sob condições propícias para o crescimento, como um mecanismo contra o ataque de predadores e fitopatógenos, pode ser característica tanto das espécies invasoras como das espécies de mata estudadas por Janzen (1975).

Dessa forma, o reservatório de sementes do solo seria menor quando considerado em um dado momento, e seria caracterizado por uma acelerada taxa de renovação no tempo.

5.1.1.2. Distribuição vertical e horizontal das sementes no banco

Comparando-se o esquema geral (Fig. 6a) com os que representam as cinco espécies predominantes na área, observa-se que *A. conyzoides*, espécie numericamente dominante, determina essencialmente o padrão geral de distribuição de sementes, com um pico na camada intermediária de 5 a 7 cm de profundidade. O fato dos bancos de sementes serem frequentemente dominados por uma espécie ou um gênero, é mencionado por Harper (1977) tanto para campos cultivados como para pastagens.

Quando se considera todas as espécies, exceto *A. conyzoides* (Fig. 6b), nota-se que a tendência é para redução lenta e gradual da densidade com a profundidade.

De acordo com Roberts (1963), a distribuição das sementes em campos frequentemente arados tenderia, com o tempo, a ser mais homogênea. Por outro lado o padrão encontrado para o campo de milho em Belize (Kellman, 1978) apresenta um reservatório de sementes mais antigo e homogeneamente distribuído e um conjunto recentemente produzido e concentrado na superfície. Portanto, seria de se esperar maior semelhança entre a composição da flora do ano anterior com a da camada superficial do banco do que com as outras camadas. Entretanto, o índice de Jaccard revela que a similaridade entre a flora da superfície em 1983 e a representada na camada superior do banco de sementes é basicamente idêntico aos obtidos para as outras camadas (Tab. 6).

Tabela 6 - índice de Similaridade de Jaccard entre as comunidades de plantas invasoras em campo de milho presentes nas diferentes camadas do banco de sementes com as floras de 1983 e 1984.

Flora	Camadas do Banco de Sementes		
	Superficial (0-2 cm)	Média (5-7 cm)	Profunda (15-17 cm)
1983	0,29	0,28	0,28
1984	0,28	0,28	0,27

Os resultados do teste G (Zar, 1983) para as comparações entre as 3 camadas do solo (Tab. 7) indicam que a maior diferença em densidade de sementes ocorre entre a camada média e as demais.

Provavelmente a aração, embora tenha propiciado uma mistura entre as sementes em profundidade, a curto prazo não diluiu completamente o conjunto formado pelas sementes de algumas espécies mais recentemente incorporadas.

Tabela 7 - Comparação entre o número de sementes encontradas nas três camadas do solo: Superficial (S), Média (M) e Profunda (P) no campo de milho.

Camadas	Valor de G	Probabilidade
SxMxP	8,2672 **	0,010 (P < 0,025)
SxM	2,8263	0,050 (P < 0,100)
SxP	0,5619	0,250 (P < 0,500)
MxP	12,3134 ***	0,001 (P < 0,0005)
Interações	0,6580	0,050 (P < 0,100)

A Tab. 4 indica que 30% das espécies ocorriam exclusivamente na camada superficial; entretanto, isso não implica em maior semelhança com a flora de 1983 e talvez esteja mais relacionado com a incorporação recente de sementes por dispersão ou simplesmente seja decorrência da metodologia empregada, que não amostrou todas as camadas.

Um conjunto de fatores, atuando diferencialmente, de acordo com uma sequência de eventos e condições associadas à dinâmica do banco de sementes e da flora, devem determinar a composição e a distribuição das sementes no solo. Entre esses fatores, a contribuição de cada espécie da flora para o banco entra como variável no tempo que irá se refletir em maiores ou menores agrupamentos verticais no solo (Fig.6).

De acordo com Roberts (1962), a maioria das sementes de um banco germina dentro de 2 anos. Froud-Williams (1983b) menciona, com base em Bibbey (1935) e Chepil (1946b), que perdas desta natureza seriam desproporcionalmente maiores nos horizontes superficiais, resultando em uma distribuição vertical heterogênea. O grande número de sementes de *A. conyzoides*, claramente agrupadas na camada média, deve representar incorporações recentes que as práticas de cultivo deslocaram da superfície.

A ausência de relação entre as práticas culturais e a distribuição vertical das sementes, mencionada por Froud-Williams (1983b), provavelmente é decorrência de um efeito de mascaramento provocado pelos inúmeros fatores adicionais que influenciam essa distribuição. Um deles certamente muito importante, mas não mencionado por Froud-Williams é o fato deste autor ter utilizado di-

ferentes herbicidas para cada um dos tratamentos durante os 3 anos de experimentação tendo provavelmente afetado de maneiras distintas as espécies em cada lugar.

A distribuição espacial das sementes mostra uma grande variação (Tab. 3). A razão variância/média maior do que 1 nas três camadas revela que as sementes se distribuem contagiosamente. Entretanto, o agrupamento muito mais pronunciado na camada média, deve-se à participação de *A. conyzoides* que, em uma única mostra, ocorreu com 24 indivíduos, enquanto a média para a camada era de 1,1 sementes da espécie por ponto.

Kellman (1978) observou que a distribuição de sementes em campo de milho é muito mais contagiosa do que em pastagens da mesma região e sugeriu que, provavelmente, isto seja reflexo da maior heterogeneidade em fecundidade e distribuição das plantas em campos cultivados. Assim, as floras de pastagens tendem a apresentar dominância por um número relativamente pequeno de monocotiledôneas, enquanto que regiões frequentemente perturbadas apresentam maior riqueza de espécies dicotiledôneas (Chancellor 1985, Froud-Williams et al. 1983, Howe & Chancellor 1983) podendo indicar que uma flora mais homogênea tenderia também a apresentar um banco de sementes mais homogeneamente distribuído no espaço horizontal.

A contribuição de sementes dispersas pelo vento ou por animais, muito raramente é considerada nos trabalhos sobre bancos de sementes de campos cultivados e não é possível analisar o seu papel sobre o padrão de distribuição horizontal. Há, entretanto, uma série de evidências da importância dessas vias de entrada de

sementes para a composição da flora de campos cultivados (Marlette & Anderson, 1986). Chancellor (1985) menciona a invasão de novas regiões aradas por *Senecio vulgaris*, tornando-se sério problema. Essa espécie, segundo o autor, não ocorreria normalmente em campos arados e podem constituir pragas sérias, de difícil controle, como é o caso de *Bromus sterilis* na Inglaterra.

O fato da remoção das plantas invasoras antes do florescimento resultar em considerável redução do número de sementes do banco (Roberts, 1962), indica que a maioria das sementes do banco provém da flora local. Portanto, a distribuição horizontal das sementes em campos arados deve também estar associada, em grande parte, com a distribuição da flora nos anos anteriores, assim como a distribuição da flora atual, de acordo com Sarukhán (1980) depende, em primeiro lugar, do padrão de distribuição das sementes e, posteriormente, das plantas.

Sementes que chegam ao local, como contaminantes da espécie semeada ou trazidas pelo vento ou animais, devem representar relativamente pouco em termos numéricos, não afetando imediatamente o padrão geral de distribuição. Entretanto, uma vez incorporadas, podem provocar um impacto sobre a composição e a dinâmica do banco e da flora locais.

Froud-Williams (1983) acredita na idéia de que sementes dispersas pelo vento contribuem na manutenção da riqueza de invasoras, especialmente em campos onde se pratica o plantio direto.

5.1.1.3. Relação com a flora invasora

Quando se compara a composição, a riqueza e a densidade de espécies presentes no banco de sementes amostrado no início do ano agrícola de 1984 com as floras de invasoras de 1983 e 1984, nota-se algumas discrepâncias entre essas comunidades (Tab. 8). Mais da metade das espécies da flora (58,5%) não estava representada no banco, entretanto, 70% das espécies do banco ocorreram na flora de 1983 e 91% na de 1984. Apenas a gramínea *Melinis minutiflora* foi encontrada exclusivamente no banco de sementes (Fig. 9).

Kellman (1978) observou em Belize que apenas 4 das 8 espécies predominantes no campo de milho foram observadas no banco de sementes; sugeriu que, provavelmente, a maior semelhança entre as floras estivesse sendo mascarada pela pequena amostra do solo.

No presente trabalho, ainda que a curva espécie/área para sementes tenha, aparentemente, atingido um patamar com 20 espécies (Fig. 4), a suficiência da amostra é questionável, visto o tamanho total da flora invasora disponível. A restrição a 3 profundidades pode ter afetado a representatividade de espécies distribuídas nas camadas de solo não amostradas.

É possível, portanto, que a semelhança entre a flora da superfície e a do banco de sementes seja realmente maior do que indicam os dados do presente trabalho.

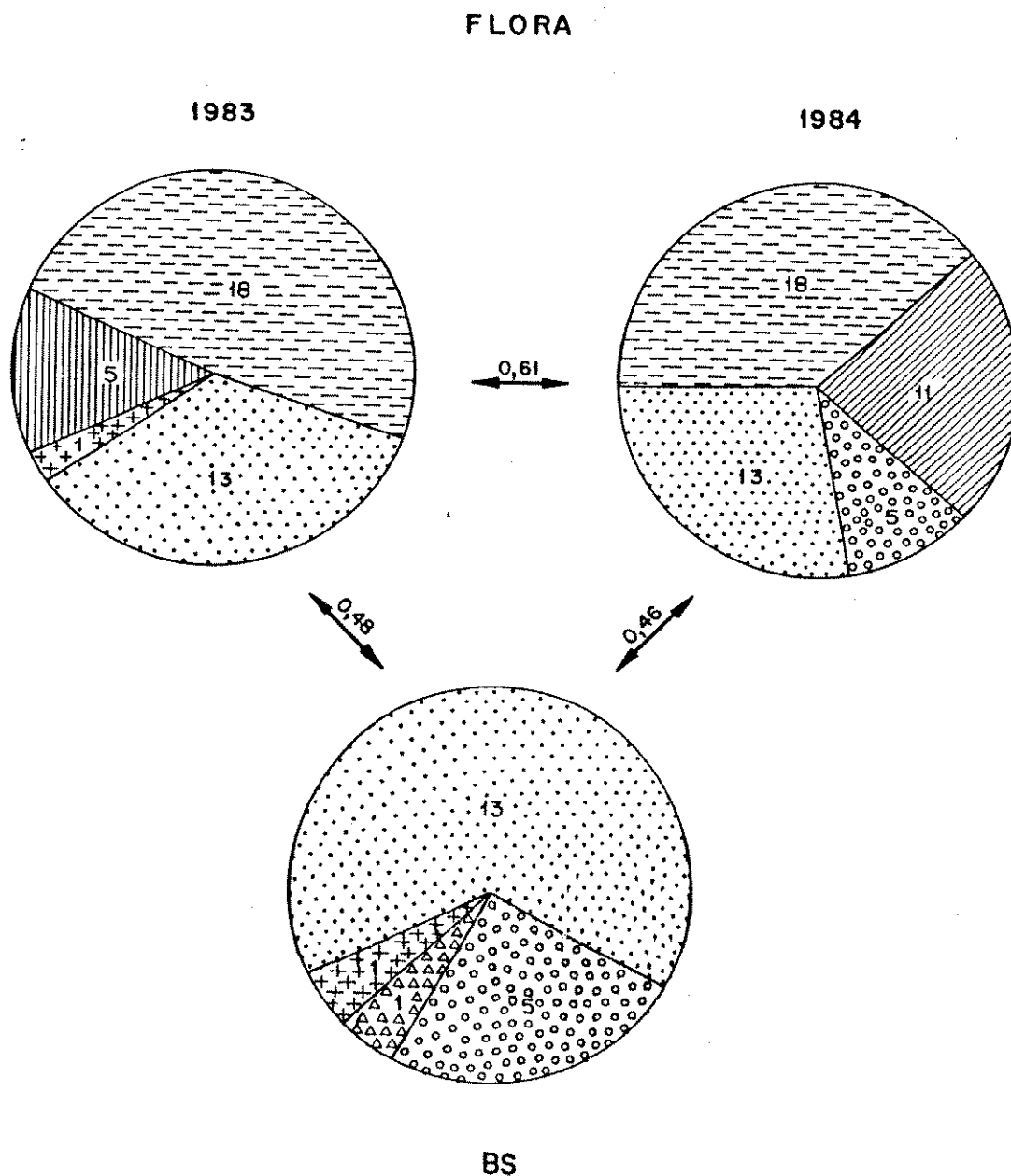


FIGURA 9: Relação entre as composições do banco de sementes (20 espécies) e das floras de invasoras de 1983 (37 espécies) e 1984 (47 espécies). Nas setas são indicadas as similaridades de Jaccard. Áreas com o mesmo tipo de símbolo indicam número de espécies comuns.

Os índices de similaridade entre as floras de 1983, 1984 e banco de sementes revelam que o banco apresenta praticamente o mesmo grau de semelhança com as floras do ano anterior e atual, havendo, entretanto, maior similaridade das floras entre si do que com o banco de sementes amostrado (Fig. 9).

Discrepâncias em maior ou menor grau, entre flora local e banco de sementes de diferentes sistemas têm sido reveladas por Roberts & Feast (1973), Kellman (1974, 1978), Bazzaz & Pickett (1980), Hall & Swaine (1980), Froud-Williams *et al.* (1983b), Vazques-Yanes & Segovia (1984) e Williams (1984).

Cook (1980) concluiu, baseado em Livingstone & Allesio (1968) que, à medida que a manutenção do processo de sucessão se mantém aumenta também a divergência entre a composição do banco e da flora.

Por outro lado, em ambientes continuamente perturbados, de acordo com Roberts & Boddrell (1984) a maior contribuição para a vegetação é dada por sementes recentemente incorporadas ao banco o que aumentaria a relação entre as duas comunidades.

Harper (1977), analisando as possíveis causas das discrepâncias encontradas entre floras da superfície e do solo, encontrados por Champness & Morris (1948), Chipindale & Milton (1934), Dore & Raymonds (1942) e outros, sugere que essas diferenças, provavelmente sejam consequências do fato do banco de sementes e a flora estarem submetidos a dinâmicas diferentes, embora interligadas.

Parte das diferenças encontradas entre banco de sementes e flora pode refletir um efeito da preparação da terra para

plantio em relação à fase do ciclo de vida em que as diversas invasoras se encontravam nesse momento. *Waltheria indica* por exemplo, espécie abundante na flora de 1983 não chegou a frutificar antes da limpeza da área. Suas sementes não foram encontradas no banco e, em 1984, sua população correspondia a apenas 10,7% da observada no ano anterior.

No solo, as respostas fisiológicas relacionadas com dormências, germinação e manutenção de viabilidade de sementes ao longo do tempo, podem ser modificadas de acordo com a história de cada semente, frente às condições a que foi submetida desde a sua formação. Fatores como luz, temperatura, umidade, cor, textura, pH e fauna do solo são mencionadas por Harper (1980) como importantes na determinação dessas respostas fisiológicas que estão relacionadas com a dinâmica das sementes no banco e a sua participação na determinação da flora local.

Dentre as 31 espécies invasoras de campo de milho na região de Campinas, estudadas por Polo (1982), a maioria revelou grande plasticidade quanto à sensibilidade à luz e diversas espécies fotoblásticas positivas tornaram-se indiferentes após escarificação, aumentando a percentagem de germinação. Entre as que apresentaram esse comportamento encontram-se *Amaranthus hybridus*, *Sida cordifolia* e *S. rhombifolia*, comuns às floras e bancos de sementes do presente trabalho.

É possível, segundo Felipe & Polo (1983), que a quebra de dormência associada à casca impermeável das sementes de diversas espécies seja facilitada pela prática de aração. De acordo com Rolston (1978), os implementos agrícolas podem atuar como

agentes escarificadores e, além disso, ao revolver a terra, podem expor momentaneamente à luz, sementes que permanecerão enterradas. Wesson & Wareing (1969a,b) demonstraram que um choque de luz de apenas 90 s é suficiente para provocar a germinação de grande parte das sementes do solo. Dessa forma, a aração pode, provocando quebra de dormência, atuar sobre a dinâmica do banco de sementes e da flora, tanto através do aumento da taxa de germinação e emergência de plântulas como através do aumento da taxa de mortalidade por germinação mal sucedida das sementes das camadas mais profundas.

A germinação mal sucedida, por quebra de mecanismo de dormência em sementes de camadas mais profundas, é mencionada por Froud-Williams *et al.* (1983b) como causa importante de redução do banco de sementes.

É importante considerar que a reserva no banco de sementes não representa apenas a flora do momento mas sim, como sugere Kellman (1978), a síntese, no tempo, das sementes que tiveram condições de chegar àquele lugar serem incorporadas e permanecerem viáveis; contém, portanto, representantes de floras de tempos passados.

Froud-Williams *et al.* (1983a) observaram que 89 a 96% das sementes viáveis de espécies ruderais incorporadas experimentalmente ao solo emergem durante o primeiro ano de observação; enquanto que Robert & Feast (1973) encontraram que, para condições de perturbação cíclica do solo, até 32% das sementes emergem no primeiro ano após a incorporação, havendo uma redução gradual dessa porcentagem com o tempo. Para condições de campo,

Froud-Williams *et al.* (1983b) observaram que as sementes são 333 vezes e 52 vezes mais abundantes no solo que as plantas na superfície respectivamente para áreas não cultivadas e áreas cultivadas.

De maneira geral, as plantas de um local representam apenas cerca de 2 a 10% das sementes viáveis no solo (Roberts 1981).

Embora a proporção maior de plântulas provenha do conjunto de sementes mais recentemente incorporado, de acordo com Harper (1977) a contribuição das sementes mais antigas é de grande importância para a população. Como já foi mencionado, a germinação dessas sementes pode representar um mecanismo de tamponamento contra mudanças genéticas rápidas, passíveis de ocorrerem em função de forças seletivas ocasionais; isso porque sementes mais antigas representam uma reserva gênica que não foi submetida a seleção por condições recentes.

No presente trabalho, considerando-se as amostras de 3 profundidades intercaladas, num total de 6 centímetros por ponto, em relação à densidade de plantas da flora, tem-se que no mínimo 5,1% das sementes do solo germinaram em 1984. Entretanto, quando se considera a distribuição média das sementes e se extrapola os dados para amostras contínuas de 20 centímetros de profundidade, com um total médio de 2650,2 sementes por metro quadrado, nota-se que 1,5% das sementes do banco teriam germinado, o que é muito próximo aos valores indicados por Froud-Williams *et al.* (1983b) e Roberts (1981).

Esses dados indicam uma elevada taxa de mortalidade por germinação mal sucedida e na fase de plântula, provavelmente devido a herbivoria e fitopatógenos. Isto reforçaria a tendência que favorece, em campos frequentemente arados, espécies com crescimento e reprodução rápidos; e não necessariamente com ciclo curto, pois os intervalos entre as arações são variáveis, mas com um longo período de reprodução, como é o caso de diversas espécies de Sida, Euphorbia e Amaranthus e muitas compostas invasoras.

Entre as 47 espécies que germinaram em 1984, 33 (70,2%) ocorriam no ano anterior e dessas, 25 (75,8%) haviam produzido sementes nas parcelas. Treze espécies tiveram suas densidades populacionais reduzidas embora tivessem contribuído para o banco de sementes; 11 aumentaram em densidade e uma se manteve estável (Tab. 8).

A regressão linear (Zar, 1984) entre a densidade de cada espécie em 1984 e a densidade de plantas frutificando em 1983 não acusou uma relação clara (Tab. 9). Da mesma forma, a densidade das espécies no banco de sementes não apresentou relação significativa da densidade de plantas que frutificaram. Mesmo quando se considerou apenas as espécies da camada superior do solo, a relação com a flora não foi significativa (Tab. 9).

Essa análise revela que, embora haja considerável semelhança entre as floras da superfície em anos consecutivos, quando se mantém, na mesma área, a mesma cultura e se adota a mesma prática cultural, modificações estruturais, a nível de composição, densidade e mesmo dominância numérica de espécies, como é o caso

Tabela 8 - Densidade absoluta de espécies invasoras no banco de sementes e obtida a partir de valores máximos encontrados ao longo do tempo para a flora de 1983 (30 parcelas) e 1984 (40 parcelas). É também apresentada proporção das amostras em que as espécies frutificaram (%). Valores entre parênteses representam densidades de sementes de plantas do mesmo gênero não distinguíveis no teste de germinação.

Espécie	Banco N/m2	Flora 1983		Flora 1984 N/m2
		N/m2	com sementes	
<i>Acanthoserpedon australe</i> (Loefl) O. Kuntze		1,47	33,33	0,08
<i>Aschynomene falcata</i> (Poir) DC.				0,08
<i>Ageratum conyzoides</i> L.	477,55	0,43	6,67	5,33
<i>Amaranthus hybridus</i> L.		0,30	3,33	3,98
<i>Amaranthus viridis</i> L.	(28,57)	0,07		0,20
<i>Bidens pilosa</i> L.		6,03	13,33	0,53
<i>Borreria alata</i> DC.	4,08	0,30	6,67	0,90
<i>Brachiaria plantaginea</i> (Link) Hitch		0,67	33,33	0,28
<i>Chamaecrista patellaria</i> DC.		0,07	3,33	
<i>Chamaecrista rotundifolia</i> Pers.				0,10
<i>Chamaecrista tora</i> L.				0,03
<i>Cenchrus echinatus</i> L.	8,16			0,08
<i>Commelina virginica</i> L.		0,30	13,24	0,23
<i>Corchorus hirtus</i> L.		0,03		
<i>Crotalaria incana</i> L.		0,23	6,67	0,15
<i>Crotalaria mucronata</i> Desv.				0,05
<i>Croton granulosus</i> (L.) Muell.		0,07	6,67	0,05
<i>Cynodon dactylon</i> (L.) Pers.		0,07		
<i>Cyperus ferox</i> L. C. Rich.		0,10	6,67	0,20
<i>Cyperus rotundus</i> L.	(53,06)	0,30	6,67	0,85
<i>Desmodium adscendens</i> (SW.) DC.	4,08	0,07		0,08
<i>Dichondra repens</i> Forster	4,08	0,17		0,18
<i>Digitaria ciliaris</i> (Retz) Koel.		2,50	30,00	0,10
<i>Digitaria horizontalis</i> Wild.	(12,25)	1,93	16,67	0,40
<i>Diodia alata</i> Nees et Mart.	4,08			0,10
<i>Eleusine indica</i> (L.) Gaertn.	24,49	0,33	10,00	0,10
<i>Emilia sonchifolia</i> DC.	36,74	0,70	6,67	3,45
<i>Euphorbia heterophylla</i> L.				0,05
<i>Euphorbia pilulifera</i> L.				0,15
<i>Galinsoga parviflora</i> Cav.	4,08			0,42
<i>Glycine wightii</i> (Grah. ex Wight & Arn) Verdc.				0,03
<i>Hypis suaveolens</i> Poit.		0,27	16,67	0,13
<i>Indigofera hirsuta</i> L.		0,03	3,33	
<i>Ipomoea acuminata</i> Roem. et Sch.		0,30	20,00	0,65
<i>Ipomoea aristolochiasifolia</i> (H.B.K.) Don.		0,07	6,67	
<i>Leonotis nepetifolia</i> (L.) R.Br.				0,20
<i>Lespedeza virginica</i> L.				0,03
<i>Melinis minutiflora</i> Beauv.	4,08			
<i>Mimosa invisa</i> Mart.				0,13
<i>Panicum millegrana</i> Poir.		0,50	6,67	0,10
<i>Phyllanthus corcovadensis</i> Muell.	12,25	0,07	6,67	0,20
<i>Physalis angulata</i> L.	4,08			1,35
<i>Portulaca oleracea</i> L.	4,08	0,23		0,63
<i>Richardia brasiliensis</i> Gomez	16,35	0,10		
<i>Setaria geniculata</i> (Lam.) Beauv.		0,03	3,33	0,05
<i>Sida cordifolia</i> L.		3,67		1,30
<i>Sida glaziovii</i> K.Sch.	16,35	78,17	100,00	3,40
<i>Sida linifolia</i> Cav.		0,13	3,33	0,13
<i>Sida rhombifolia</i> L.	32,65	2,13	60,00	11,43
<i>Sida urens</i> L.				0,18
<i>Solanum americanum</i> Mill.	44,90			0,45
<i>Triumfetta hirta</i> L.		0,10	3,33	0,38
<i>Waltheria indica</i> L.		9,80		1,05
<i>Zornia diehylla</i> Pers.		0,27	3,33	0,10
Total de Espécies	20 (+3)	37		47
Total de Indivíduos/m2	795,92	112,37		40,07

Tabela 9 - Relação entre densidade das espécies da flora de 1983 com a flora de 1984 e o banco de sementes. O produto da porcentagem das amostras em que a espécie ocorria com fruto pela densidade de plantas frutificando em 1983 (F1983) também foi utilizada para a análise de regressão aplicada

X	Y	N	Correlação	Significância
1983	Banco	15	-0,078	NS
1983	1984	33	0,195	NS
F1983	Banco	10	-0,134	NS
F1983	1984	25	0,180	NS
Banco	1984	18	0,347	NS
Banco (superfície)	1984	12	0,360	NS

da substituição de *S. glaziovii* por *S. rhombifolia* em 1984 (Tab. 8), não são previsíveis considerando-se apenas densidade populacional e produção de sementes. A profundidade de aração, as variações físicas do habitat e interações mais complexas, envolvendo alelopatia (Rice, 1979), predação (Janzen, 1974) e disponibilidade de lugares seguros, ou "safe sites" (Harper, 1977), poderão resultar em maior ou menor grau de semelhança entre as floras e o banco de sementes. Assim, um mesmo banco pode gerar comunidades completamente distintas de acordo com os componentes físicos e biológicos do ambiente edáfico e da superfície.

Entretanto, se a biologia de populações avançar para um estágio de disponibilidade de informações a respeito de taxa de entrada de sementes, composição do banco, taxa de recrutamento, taxa de mortalidade e outros componentes da dinâmica das populações, será possível prever o tamanho de populações de plântulas para cada lugar. Para ilustrar essa possibilidade pode-se mencionar Naylor (1970, apud Harper, 1977), que obteve para *Alopecurus myosuroides* na Inglaterra um índice de previsão de densidade, baseado na correlação entre densidade de plantas emergentes de amostras dos 2,5 centímetros superficiais do solo e densidade real observada no campo. Este índice respondia por 97% da variância de densidade de plântulas no campo.

Certamente são inúmeras as informações necessárias a respeito da dinâmica populacional das espécies invasoras sob diferentes condições, para que se possa chegar à determinação de fatores chaves e elaboração de modelos que permitam a previsão de infestações. Estudos como o de Santos (1983) e o de Polo (1982),

complementados com a análise de impacto de práticas culturais, agentes patogênicos e inimigos naturais sobre a densidade populacional das principais espécies invasoras de culturas e pastagens, são indispensáveis para a busca de métodos integrados de manejo de invasoras em agroecossistemas.

5.1.2. ANÁLISE DE AGLOMERADOS E DE COMPONENTES PRINCIPAIS

A análise de aglomerados revelou, de acordo com o dendrograma da Fig. 10, que há dois grupos claramente definidos; um representando quase que exclusivamente parcelas do primeiro ano e outro com as parcelas do segundo ano. Não parecem existir subgrupos característicos dentro de cada ano. Não há também qualquer relação entre a similaridade florística entre as parcelas e a sua distribuição no campo.

A separação dos dois grandes grupos da Fig. 10 está diretamente relacionada com a variação do grau de predominância das espécies para os dois anos consecutivos. Na Tab. 11 os dados de valores de densidade para estas espécies em 1983 e 1984 indicam claramente essa variação.

Foram utilizados para representar as tendências de análise de aglomerados, os dados tomados de parcelas 75 dias após o início das observações, correspondendo a um momento intermediário do ciclo. As demais representações também não revelaram quaisquer outros padrões que permitissem outras conclusões.

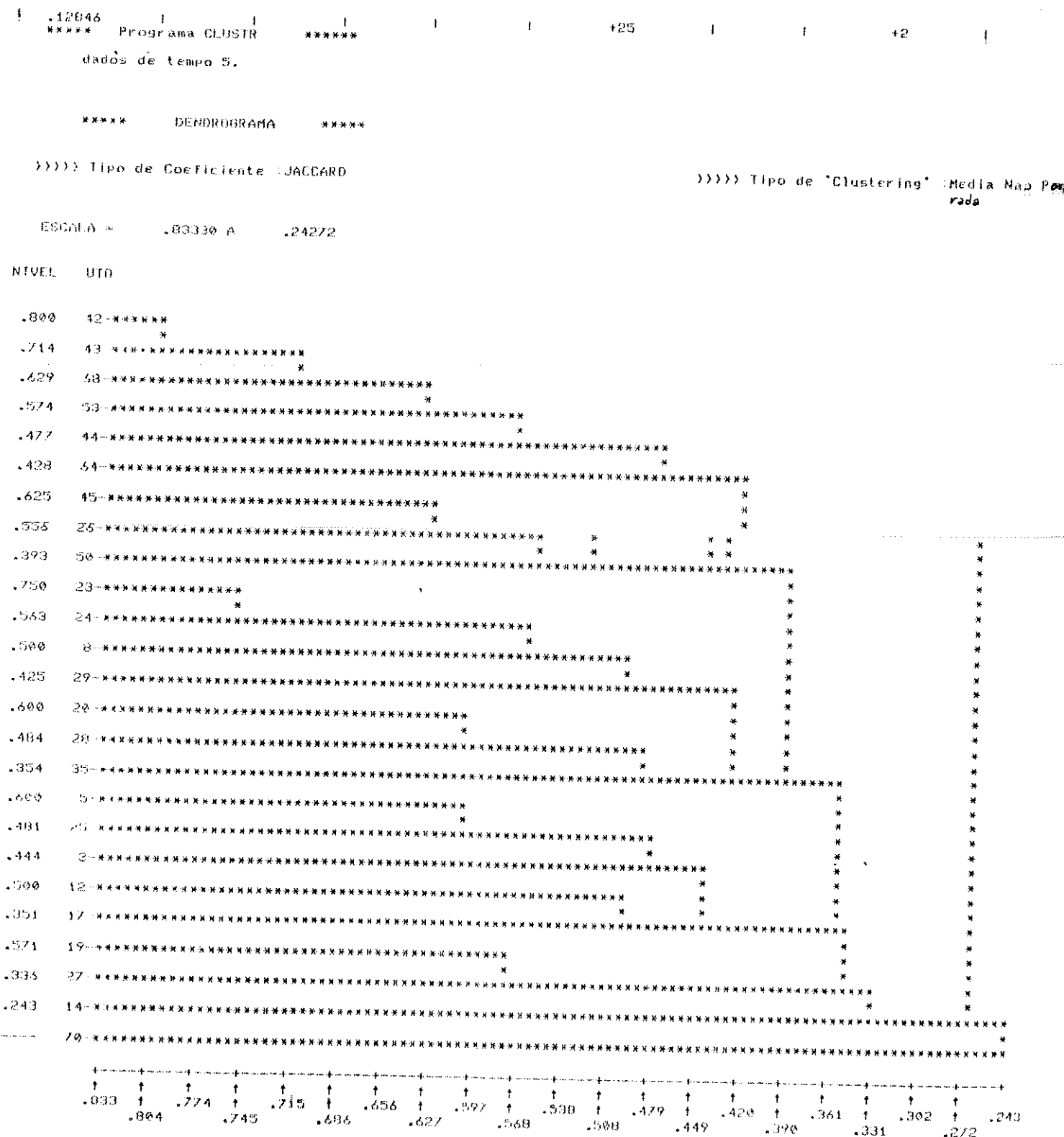
A organização das parcelas na Fig. 10 indica também uma tendência para maior similaridade entre aquelas com número relativamente pequeno de espécies, nas quais ocorrem quase que exclusivamente espécies do grupo predominante na comunidade, com *Sida cordifolia*, *S. glaziovii* e *Waltheria indica* em 1983 e *Amaranthus hybridus*, *S. cordifolia*, *S. glaziovii* e *S. rhombifolia* em 1984. Essa relação de maior similaridade entre parcelas com elevada dominância é discutida por Purata (1986a,b) em estudos sobre mudanças estruturais em pastos abandonados nos trópicos mexicanos.

A presença de espécies predominantes em todas as amostras de um mesmo ano indica uma baixa heterogeneidade no grupo como um todo e ajuda a explicar a ausência de subgrupos distintos.

Essa homogeneidade da flora dentro de anos deve estar associada a uma homogeneidade de condições. Meijer (1957, apud Kellman, 1980) evidenciou que a maior diferenciação de comunidade de invasoras ocorria ao longo de um gradiente eutrófico-oligotrófico e de irrigação da cultura. Conclusões semelhantes já haviam sido obtidas por Kooper (1927, apud Kellman, 1980), que distinguiu várias associações de invasoras em campos cultivados na ilha de Java, relacionando-as com as condições de solo e umidade. Evidenciou também o aspecto dinâmico da comunidade invasora ao longo de um ciclo da cultura.

Em campos cultivados, comunidades invasoras são continuamente sujeitas à eliminação através de diversas práticas culturais, as densidades populacionais raramente atingem a capacidade de suporte (Kellman, 1980), o que reduz a importância de interações competitivas na determinação de sua composição e estrutu-

FIGURA 10: Dendrograma obtido a partir da análise de aglomerados para as parcelas com invasoras em campo de milho em 1983 (UTO 1-30) e 1984 (UTO 31-70).



ra. Neste caso, aspectos da heterogeneidade local, momento e tipo de tratamento agrícola ao qual o campo foi submetido, biologia reprodutiva e mecanismos de dispersão das espécies podem ser quase que exclusivamente interpretados como respostas a padrões individualistas.

Estas respostas individualistas das espécies têm sido amplamente utilizadas para explicar padrões espaciais em comunidades vegetais (Pickett, 1982). Invasão precoce e persistência das espécies são características essenciais nesse tipo de resposta.

No presente trabalho a distribuição das espécies nas parcelas, revelando um padrão individualista, sem tendência à formação de sub-conjuntos com maior similaridade, parece estar de acordo com a análise de Kellman (1980).

Outros mecanismos de interações bióticas, envolvendo herbívoros e fitopatógenos têm se revelado como capazes de afetar consideravelmente a abundância e a diversidade de espécies invasoras sob condições relativamente estáveis de pastagens e pomares. O sucesso do controle biológico de diversas espécies invasoras (Huffaker, 1958; DeBach, 1964; Harris, 1973; Huffaker & Messenger, 1976; Crawley, 1983, 1986 e outros) fornece evidência indireta do papel potencial dessas interações bióticas no agroecossistema.

A ordenação das parcelas no plano formado pelos dois primeiros eixos da análise de componentes principais é apresentada nas Fig. 11 e 12 correspondendo respectivamente aos dados de início (T1) e fase intermediária (T5) do ciclo da cultura.

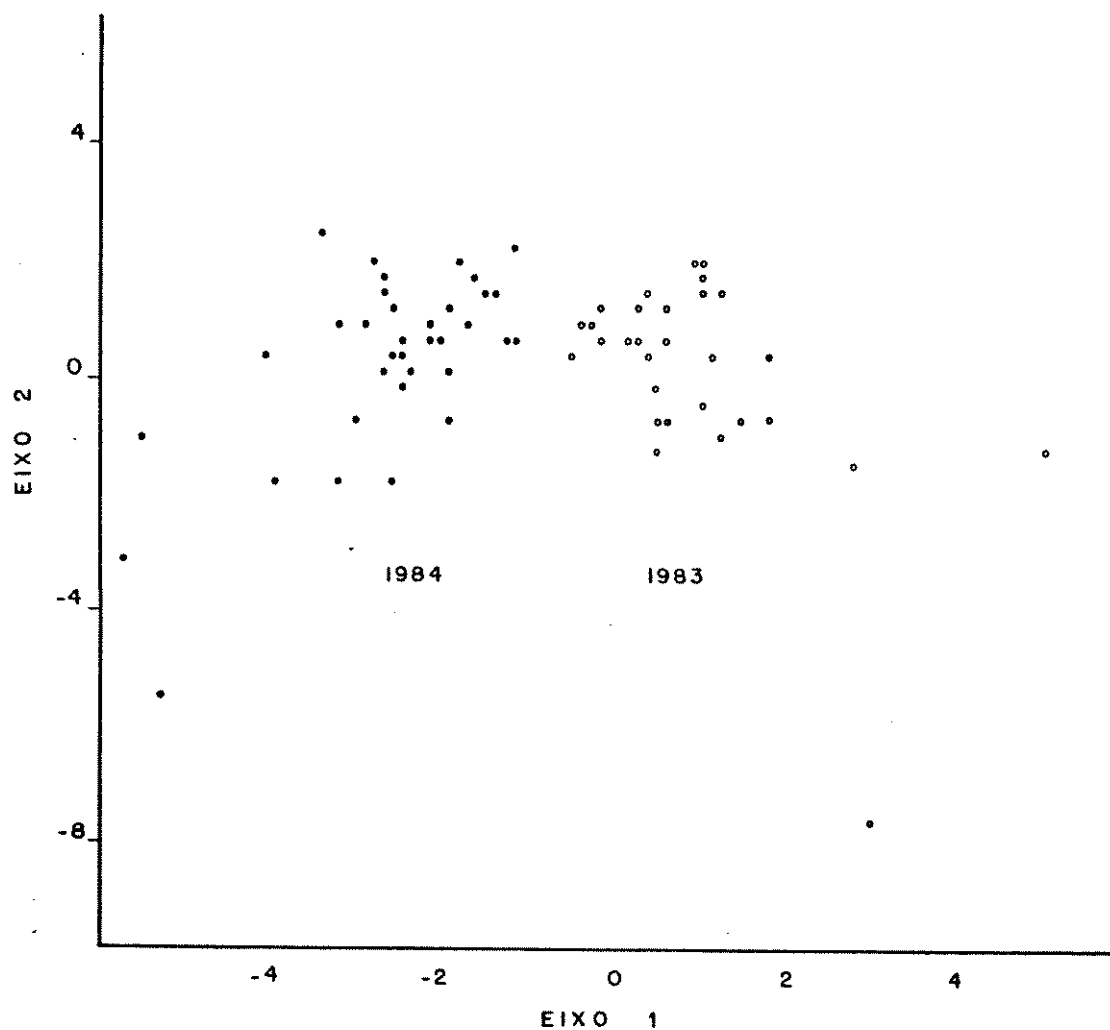


FIGURA 11: Diagrama de ordenação das parcelas com plantas invasoras baseado nos dois primeiros eixos da Análise de Componentes Principais (ACP) no início do ciclo da cultura de milho (T1).

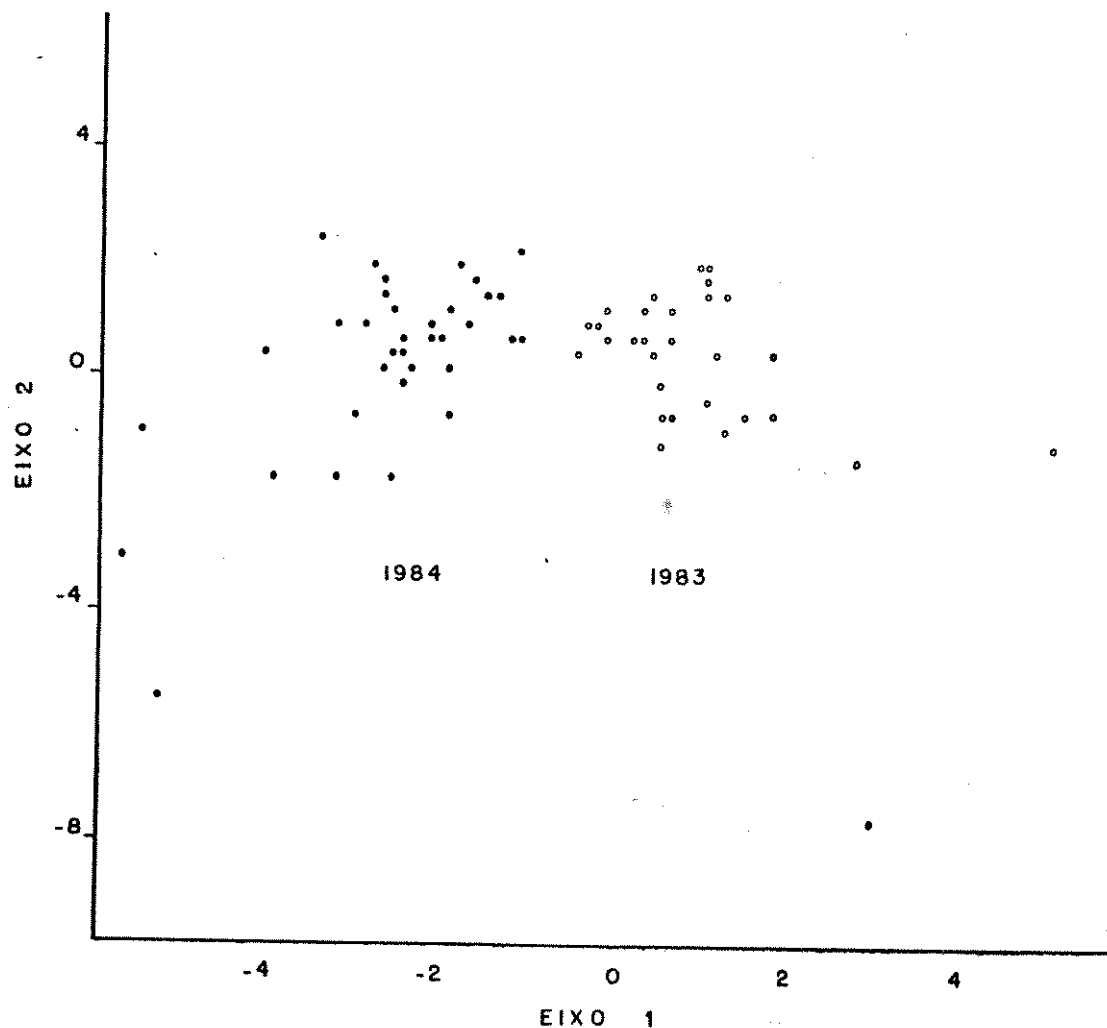


FIGURA 12: Diagrama de ordenação das parcelas com plantas invasoras baseado nos dois primeiros eixos da Análise de Componentes Principais (ACP) na fase de frutificação da cultura de milho (T5).

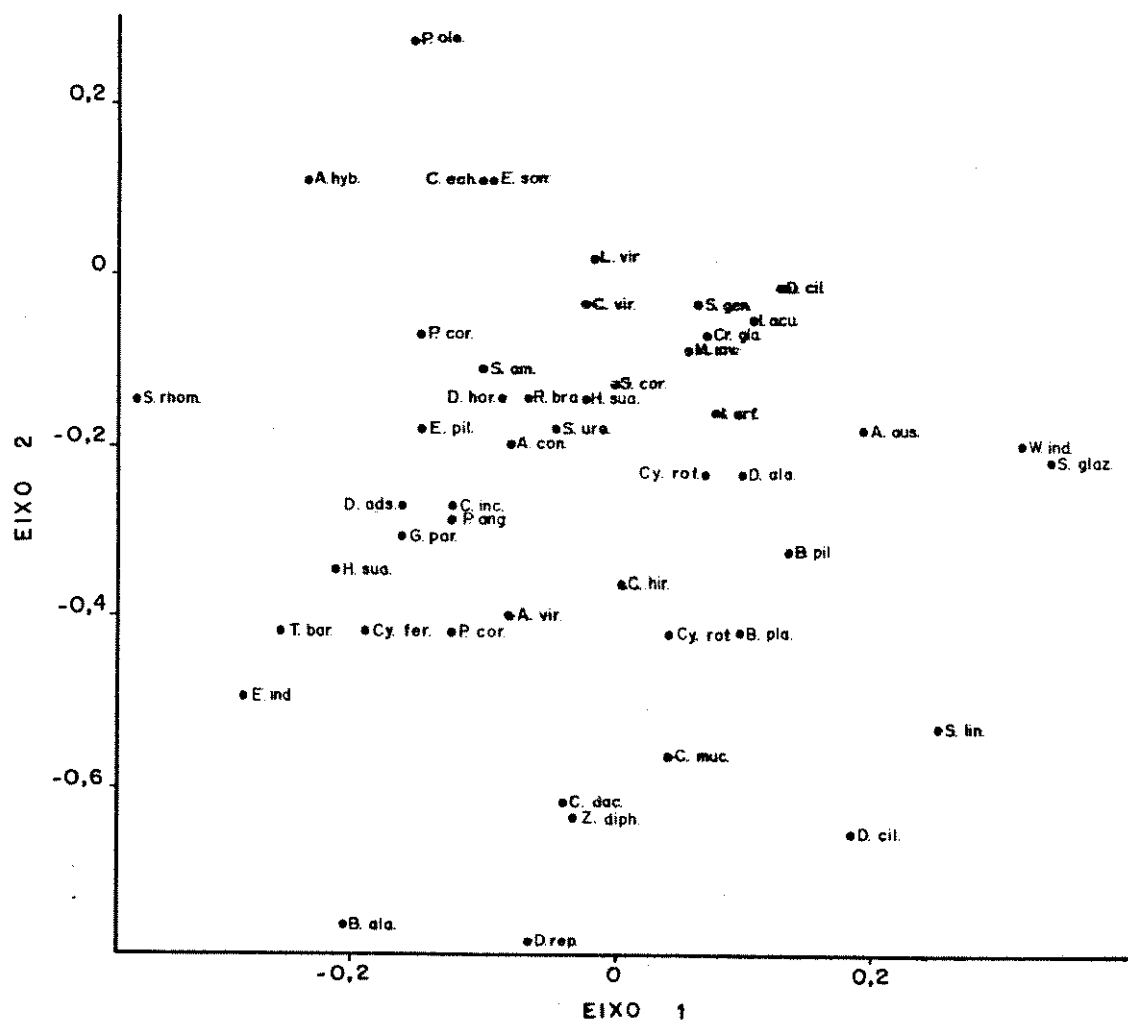


FIGURA 13: Diagrama de ordenação das espécies baseado nos dois primeiros eixos da Análise de Componentes Principais (ACP) no início da cultura (T1).

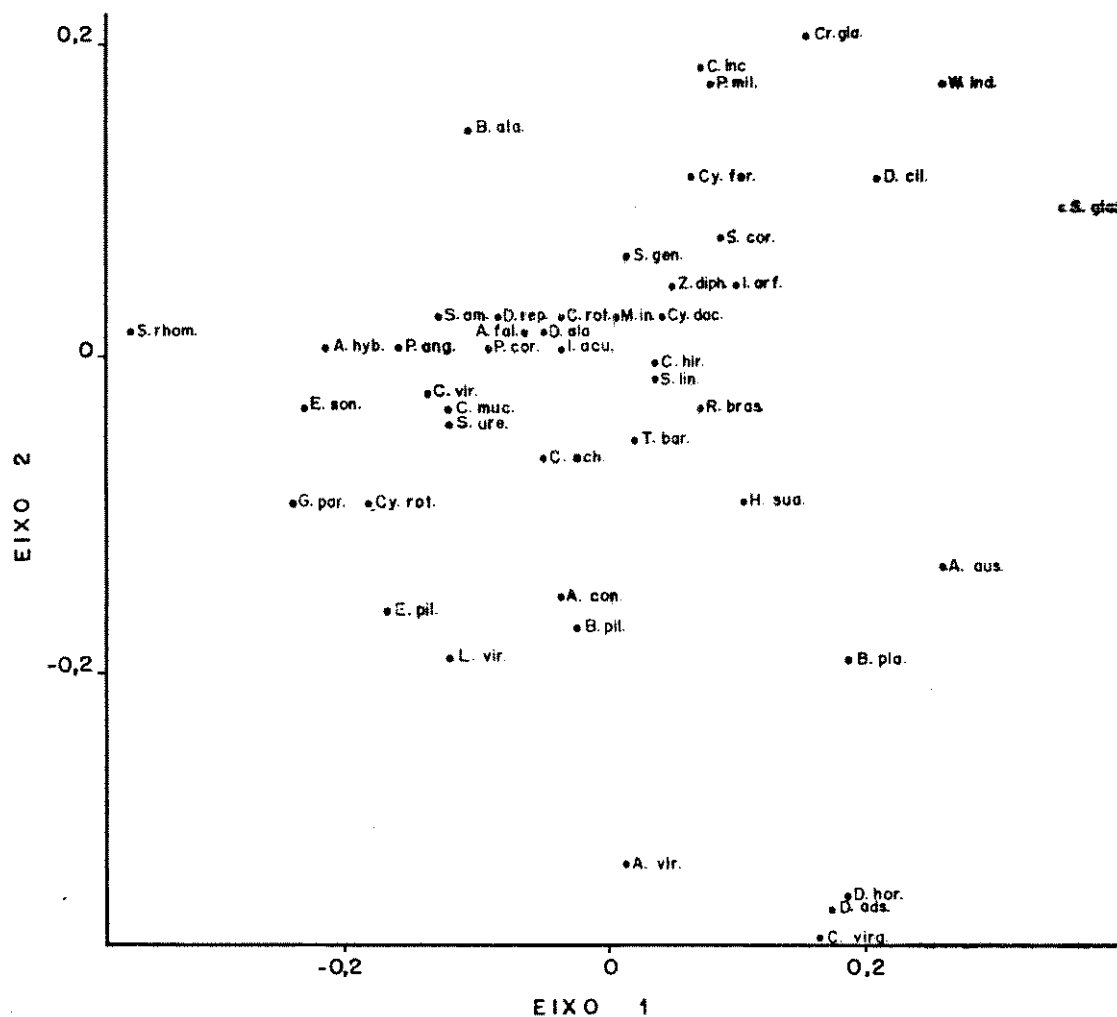


FIGURA 14: Diagrama de ordenação das espécies baseado nos dois primeiros eixos da Análise de Componentes Principais na fase de frutificação do milho (T5).

Esta análise não revelou qualquer padrão de ordenação da comunidade ao longo dos seus eixos. Novamente a única tendência perceptível é a da formação de dois agrupamentos claramente distanciados, correspondendo aos grupos de parcelas de cada um dos anos de observação.

A representação das espécies no plano formado pelos dois primeiros eixos (Fig. 13 e 14) revela que as espécies mais distantes entre os dois grupos formados são exatamente as espécies numericamente dominantes em 1983 e 1984, respectivamente Sida glaziovii e S. rhombifolia.

Tabela 10 - Porcentagem acumulada das variâncias associadas aos primeiros eixos da Análise de Componentes Principais (ACP) para o início (T1), meio (T5) e final (T8) do ciclo do milho.

Eixo	Variância Acumulada		
	T1	T5	T8
I	9,28	9,38	8,38
II	16,08	16,10	15,29
III	22,40	21,65	21,39
IV	27,41	26,92	26,45

Os valores obtidos para a proporção de contribuição dos 4 primeiros eixos para a variância total (Tab. 10) são extremamente baixos, sugerindo não haver predominância de efeito de

qualquer fator, biótico ou abiótico, sobre as espécies componentes das parcelas que estejam se refletindo na organização da comunidade. Não se evidencia, então, qualquer padrão para as espécies que possa indicar (Van de Maarel, 1984) uma resposta não linear a gradientes ambientais, indicando que gradientes no espaço não existem na área de estudo. Mas, por outro lado, o fato da vegetação de 1983 ser claramente distinta da de 1984, mesmo se mantendo a espécie cultivada e o método de cultivo, revela que, em campos cultivados, com perturbações periódicas, há uma contínua variação da flora nos diferentes ciclos da cultura, independente do processo de sucessão documentado em áreas semi-naturais e campos abandonados.

No caso dos campos estudados, a variação entre anos é decorrente de mudanças nas abundâncias relativas das espécies e não propriamente na composição da comunidade, uma vez que as alterações quanto a este último aspecto não são muito evidentes.

A nível de comunidade, dentro de cada ano de observação, a comparação das Fig. 11 e 12, correspondendo respectivamente ao início e meio da cultura, indicam algumas modificações nas posições das parcelas nestes dois momentos, entretanto, sem que qualquer tendência, além da já analisada, se torne evidente. A variação no tempo da distribuição das espécies organizadas em classes de densidades é mais esclarecedora a respeito das modificações que ocorrem, a nível de comunidades invasoras ao longo do ciclo da cultura.

5.1.3. ESTRUTURA DA COMUNIDADE

5.1.3.1. Composição e riqueza de espécies

A Tab. 11 apresenta as espécies componentes da flora de invasoras do campo de milho em 1983 e 1984.

A contribuição relativa das dicotiledôneas para a composição da flora foi maior do que a das monocotiledôneas tanto no primeiro ano, quando correspondia a 73% da flora, como no segundo, com 78,7%.

Esta elevada proporção de espécies dicotiledôneas, de acordo com Froud-Williams (1983a) é uma tendência geral em campos frequentemente arados, quando não há dominância por gramíneas. Essa tendência, segundo os autores, está ainda associada a uma maior riqueza de espécies.

Em 1983, as 27 espécies dicotiledôneas distribuíam-se por 11 famílias, 22 gêneros, enquanto que no ano seguinte, as 37 espécies desse grupo distribuíam-se entre 13 famílias e 29 gêneros. Euphorbiaceae e Solanaceae foram as duas novas famílias incorporadas, entretanto, a maior expansão do número de gêneros e espécies neste segundo ano ocorreu entre as Leguminosae (Tab. 11).

As monocotiledôneas foram representadas por 10 espécies, 3 gêneros e 3 famílias durante os 2 anos de observação.

TABELA 11 - Composição, riqueza e densidade (N/m²) de espécies da flora de invasoras de campo de milho em 1983 e 1984.

Grupo Taxonômico	1983		1984	
	Nº de Espécies	Densidade Média	Nº de Espécies	Densidade Média
DICOTILEDÔNEAS	27		37	
Amaranthaceae	2		2	
Amaranthus hybridus		0,1583		2,3906
Amaranthus viridis		0,0083		0,0750
Compositae	4		5	
Acanthosacrum australe		1,2167		0,0625
Asterum compositoides		0,2033		2,0500
Eragrostis pilosa		1,7458		0,4000
Emilia sonchifolia		0,3625		3,1813
Galinsoga parviflora				0,1688
Convolvulaceae	3		2	
Dichroedra repens		0,0333		0,0906
Ipomoea acuminata		0,2583		0,5031
Ipomoea aristolochiasfolia		0,0667		
Cruciferae	0		1	
Lesidium virginicum				0,0125
Euphorbiaceae	2		4	
Croton glandulosus		0,0542		0,0125
Euphorbia heterophylla				0,0375
Euphorbia pilulifera				0,1188
Phyllanthus corcovadensis		0,0459		0,1688
Labiatae	1		2	
Hyptis suaveolens		0,2542		0,0344
Leonotis neestiasfolia				0,1000
Leguminosae	5		9	
Aeschynomene falcata		0,0250		0,0406
Chamaecrista patellaria				0,0875
Chamaecrista rotundifolia				0,0219
Chamaecrista toca				0,1094
Crotalaria incana		0,1875		0,0500
Crotalaria mucronata				0,0188
Desmodium adiscendens		0,0375		0,0219
Glycine wightii				0,0875
Indigofera bicrura		0,0167		0,0375
Ipomoea invispa				0,0375
Lycia diehllia		0,0917		
Malvaceae	4		5	
Sida cordifolia		2,0458		1,1531
Sida glaziovii		62,5250		3,0344
Sida linifolia		0,1125		0,0969
Sida rhombifolia		1,5083		10,0701
Sida urens				0,1375
Portulacaceae	1		1	
Portulaca oleracea		0,0958		0,1813
Solanaceae	0		2	
Physalis angulata				0,9438
Solanum americanum				0,3281
Sterculiaceae	1		1	
Mallotia indica		5,0042		0,6594
Rubiaceae	2		2	
Borreria alata		0,2084		0,5406
Diodia alata				0,0625
Richardia brasiliensis		0,0583		
Tiliaceae	2		1	
Cochlosorus birtus		0,0042		
Leimnophila bartramia		0,0458		0,2000
MONOCOTILEDÔNEAS	10		10	
Commelinaceae	1		1	
Commelina virginica		0,2750		0,1938
Cyperaceae	2		2	
Cyperus ferox		0,0542		0,0875
Cyperus rotundus		0,1417		0,5719
Gramineae	7		7	
Brachiaria plantaginea		0,4750		0,2094
Eleusine indica				0,0438
Lycopodium dactyloides		0,0500		
Digitaria ciliaris		1,0375		0,0656
Digitaria horizontalis		0,7958		0,3125
Elysiene indica		0,1875		0,0719
Eragrostis pilosa		0,1875		0,0656
Setaria geniculata		0,0333		0,0281
TOTAL DE ESPÉCIES	37		47	

Considerando-se que antes de 1983 a área em estudo era um pasto abandonado, o aumento em riqueza observado para o ano de 1984 parece se enquadrar nas tendências verificadas por Chancellor (1985), em estudos sobre modificações da flora de regiões aradas. O pico para riqueza observado por Chancellor (1985) ocorreu no quarto ano de observação, correspondendo a 54 espécies. No presente trabalho, partindo de 37 espécies no primeiro ano de cultivo, 47 espécies foram registradas no ano seguinte. Da mesma forma que Chancellor, observou-se no presente trabalho que as variações em composição e riqueza de espécies ocorrem predominantemente entre as dicotiledôneas, havendo uma constância maior para as monocotiledôneas em condições de campos frequentemente arados.

Além das dicotiledôneas com crescimento ereto, quatro espécies de ervas volúveis, duas Convolvulaceae (*Ipomoea acuminata* e *I. aristolochiaefolia*) e duas Leguminosae (*Glycine wightii* e *Zornia diphylla*) ocorreram como invasoras, sendo que *I. aristolochiaefolia* ocorreu apenas em 1983 e *G. wightii*, apenas em 1984 (Tab. 11). Entre as plantas com este hábito de crescimento deve-se salientar o potencial da espécie *I. acuminata* para ocupação do espaço. Um único indivíduo coletado no final do ciclo da cultura em 1984 apresentou 44,5 metros de ramos com 281 frutos maduros, muitos já com sementes dispersas.

De um total de 53 espécies que compuseram as amostras, 6 das que ocorriam nas parcelas em 1983 não estavam presentes em 1984, enquanto que 16 novas espécies e 2 novas famílias passaram a fazer parte da comunidade no segundo ano de observação (Tab. 11).

Essas variações, embora revelem o dinamismo presente na comunidade ao longo dos dois anos, não são suficientes para indicarem que se trata de comunidades distintas. A aplicação da série logarítmica de Fisher (Greig Smith, 1983), para comparar as comunidades (Apêndice I) revela que o número de espécies comum é cerca de 67% acima do valor mínimo esperado para se considerar ambas as comunidades como amostras de um único conjunto.

Entre as 6 espécies ausentes em 1984 encontram-se espécies características de áreas abandonadas ou perturbadas menos frequentemente tais como Indigofera hirsuta, Chamaechaerista patellaria e Corchorus hirtus. Quanto às espécies restantes, observa-se que, paralelamente ao desaparecimento de I. aristolochiaefolia, há um aumento de densidade de I. acuminata, espécie com hábito e fenótipo muito semelhante à primeira. Cynodon dactylon, que não floresceu no ano anterior, parece ter sido substituída por Cenchrus echinatus (Tab. 11), espécie dispersa por zoocoria e comum na região em 1983. A ausência de informações sobre as estratégias de vida das espécies não permite determinar as razões para estas mudanças.

Walkowick & Simonetti (1981) demonstraram que Plantago hispidula é melhor sucedida em áreas frequentemente perturbadas. Segundo Grime et al. (1981), espécies selecionadas, com elevada capacidade competitiva, tendem a ser suprimidas e o espaço ocupado por espécies mais oportunistas quando um ambiente é submetido a perturbações frequentes. De acordo com esta generalização de Grime et al., poder-se-ia supor que I. acuminata e C. echinatus apresentem estratégias mais oportunistas do que I.

aristolochiaefolia e C. dactylon respectivamente. No entanto, é arriscado sugerir qualquer hierarquia quanto ao potencial competitivo dessas espécies uma vez que a importância dos papéis individuais do complexo de variáveis determinantes da substituição observada, entre os quais a competição, não são conhecidos. Trabalhos como os de Firbank & Watkinson (1985) que avaliam a capacidade de competição entre pares de espécies, seriam de grande importância para o esclarecimento dessas questões.

Richardia brasiliensis, entretanto, embora tenha frutificado no ano anterior e seja a única entre as 6 espécies encontradas no banco de sementes, não ocorreu nas amostras de 1984. O fato de outras espécies com mecanismo de dispersão semelhante e mais raras no ano anterior manterem-se presentes independentemente de estarem ou não representadas no banco de sementes reduz a possibilidade dessa ausência ser um simples efeito de acaso ou de insuficiência amostral.

Quanto às espécies que foram incorporadas à flora de 1984, parte pode ter alcançado recentemente o ambiente, trazidas de outras áreas, pelos agentes naturais de dispersão; seriam os casos prováveis de Galinsoga parviflora, Lepidium virginicum e Leonotis nepetaefolia que poderiam ser carregadas pelo vento; Physalis angulata e Solanum americanum poderiam ser levados por pássaros e Cenchrus echinatus por mamíferos, inclusive o homem.

Assim, não apenas as atividades agrícolas, mas todos os processos a que o sistema foi submetido, incluindo a história de manejo da área, eventos no contexto regional, em termos de comu-

nidades vizinhas, (ver Pickett, 1982), certamente representam fatores de grande influência na determinação da estrutura e na dinâmica dessa comunidade de invasoras. Kellman (1980) menciona que processos como erupções de insetos nas regiões tropicais e introdução de novas espécies podem provocar grandes mudanças na comunidade de ervas daninhas em condições agrícolas.

A Fig. 15, representa a variação da riqueza real das comunidades em função das perdas e ganhos de espécies nos dois anos de acompanhamento.

Mesmo ao longo de um único ciclo de cultura, a composição da comunidade invasora varia. Esse dinamismo foi registrado desde Kooper (1927, *apud* Kellman, 1980), porém, a sua relação com os fatores que o determinam, incluindo aqui a espécie cultivada, raramente foram analisados. Richardson (1963) atribuiu as variações na composição, densidade e frequência de invasoras às diferenças específicas em fenologia e taxas de crescimento. Também devem ser consideradas as respostas das plantas aos diversos fatores físicos e climáticos. Estudos de ecologia e fisiologia das invasoras viriam a esclarecer muito as relações comunitárias que observel no campo.

5.1.3.2. Densidade e frequência

Tanto em 1983 como em 1984 a densidade máxima de indivíduos foi observada no início do ciclo da cultura (Tab. 12) o que indica uma alta taxa de mortalidade pós germinação nos dois

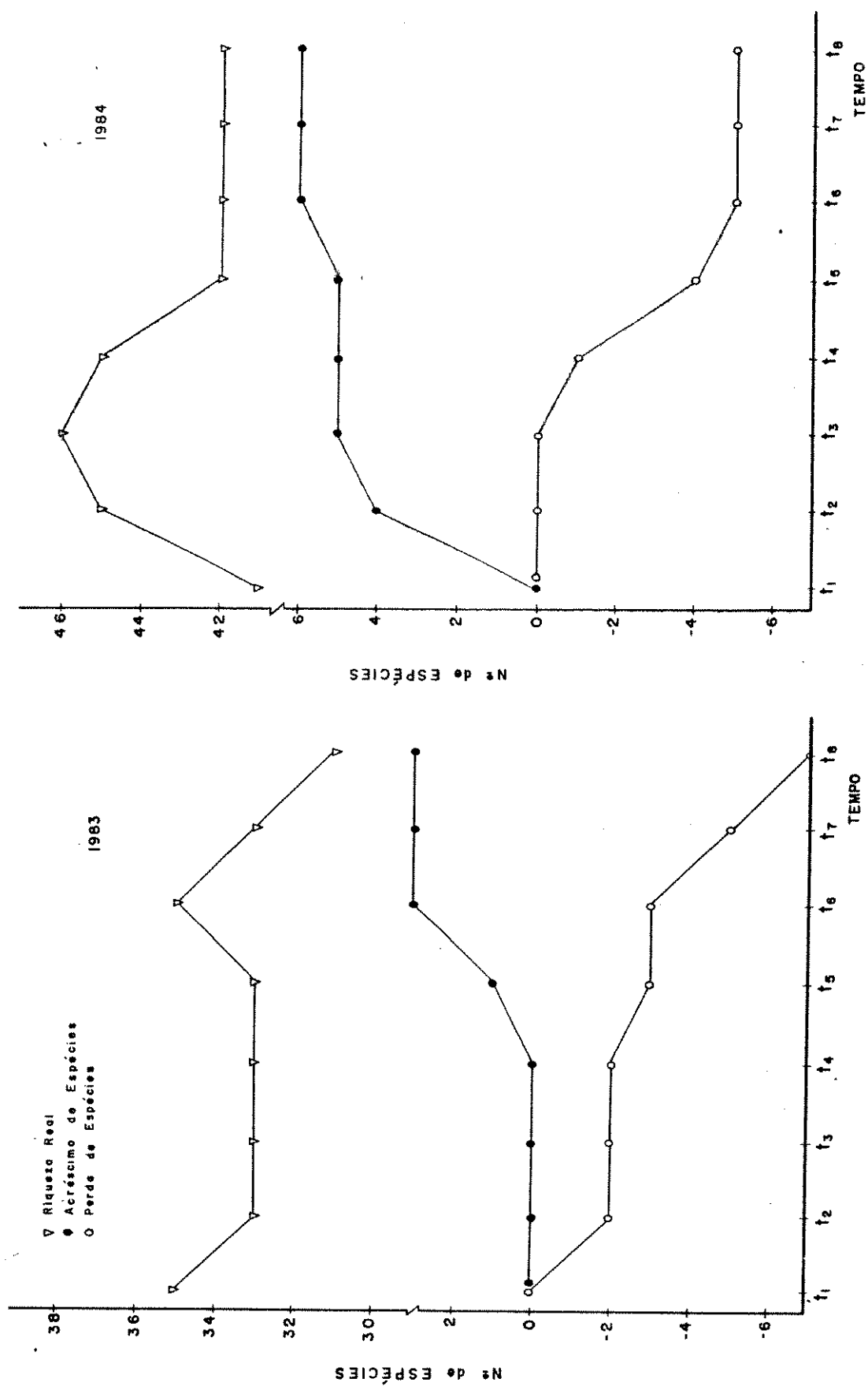


FIGURA 15: Alteração do número total de espécies invasoras em campo de milho em 1983 (a) e 1984 (b), em função das perdas e ganhos de espécies nos dois anos consecutivos.

anos. A densidade em 1983 foi cerca de 3 vezes maior do que em 1984, durante o ciclo todo.

Tabela 12 - Total de indivíduos (T) e densidade absoluta por metro quadrado (D) de plantas invasoras durante o ciclo do milho em 1983 e 1984.

Ano		T1	T2	T3	T4	T5	T6	T7	T8
1983	T	3037	2559	2204	1962	2032	2418	2643	2607
	D	101,23	85,30	73,47	65,40	67,73	80,60	88,10	86,90
1984	T	1283	1216	1151	1142	1100	1138	1135	1099
	D	32,08	30,40	28,78	28,55	27,50	28,45	28,38	27,48

As maiores oscilações de densidade ocorreram no primeiro ano (Tab. 12). Considerando-se a densidade média para o período, 81,1 plantas/m², as variações atingiram até 24,8% acima e 19,4% abaixo desse valor médio, tendo a amplitude total de 35,8 plantas/m². Em 1984 as variações ao redor da média de 29 plantas/m² foi de, no máximo, 10,8% acima e 5,1% abaixo, com amplitude total de 4,6 plantas/m².

A menor densidade de plantas no segundo ano pode, em grande parte, ser atribuída à redução da densidade de Sida glaziovii, claramente predominante no ano anterior (Tab. 11); enquanto que a menor amplitude de variação neste ano deve-se ba-

sicamente à maior simetria entre as curvas de germinação e de senescência das espécies em 1984 (Fig. 16), resultando em maior uniformidade quanto ao número de indivíduos por área.

A organização das espécies em grupos, de acordo com a classe de densidade e as tendências no tempo, permitiu a distinção de 4 padrões de comportamento (Fig. 16) das espécies: (A) espécies que ocorrem apenas no início ou que tendem a reduzir as suas populações com o tempo; (B) espécies que surgem apenas no final ou que tendem a aumentar em densidade; (C) espécies com densidade variável no tempo; (D) espécies constantes quanto ao tamanho populacional.

O número de espécies com densidade constante durante o ciclo da cultura passou de 7 para 12 no segundo ano de acompanhamento (Fig. 17). As espécies com maior densidade tenderam a se manterem em 1984, porém, em 1983, estas distribuíram-se também entre as categorias A e B.

O valor médio para densidade de plantas invasoras em 1983 está muito próximo do apresentado por Almeida & Rodrigues (1985) para invasoras em culturas de milho submetidas a tratamento convencional no Paraná (73 plantas/m² para Londrina e 81 plantas/m² para Carimbeí).

Em 1984 um número muito menor de indivíduos germinou, porém apresentavam maior vigor, principalmente as espécies Sida rhombifolia e Sida cordifolia, o que deve estar associado com a baixa densidade. No entanto, de acordo com Crowley (1983), é muito difícil separar causa e efeito para avaliar se as plantas são maiores porque ocorrem em menor densidade ou se são menos densas porque são maiores.

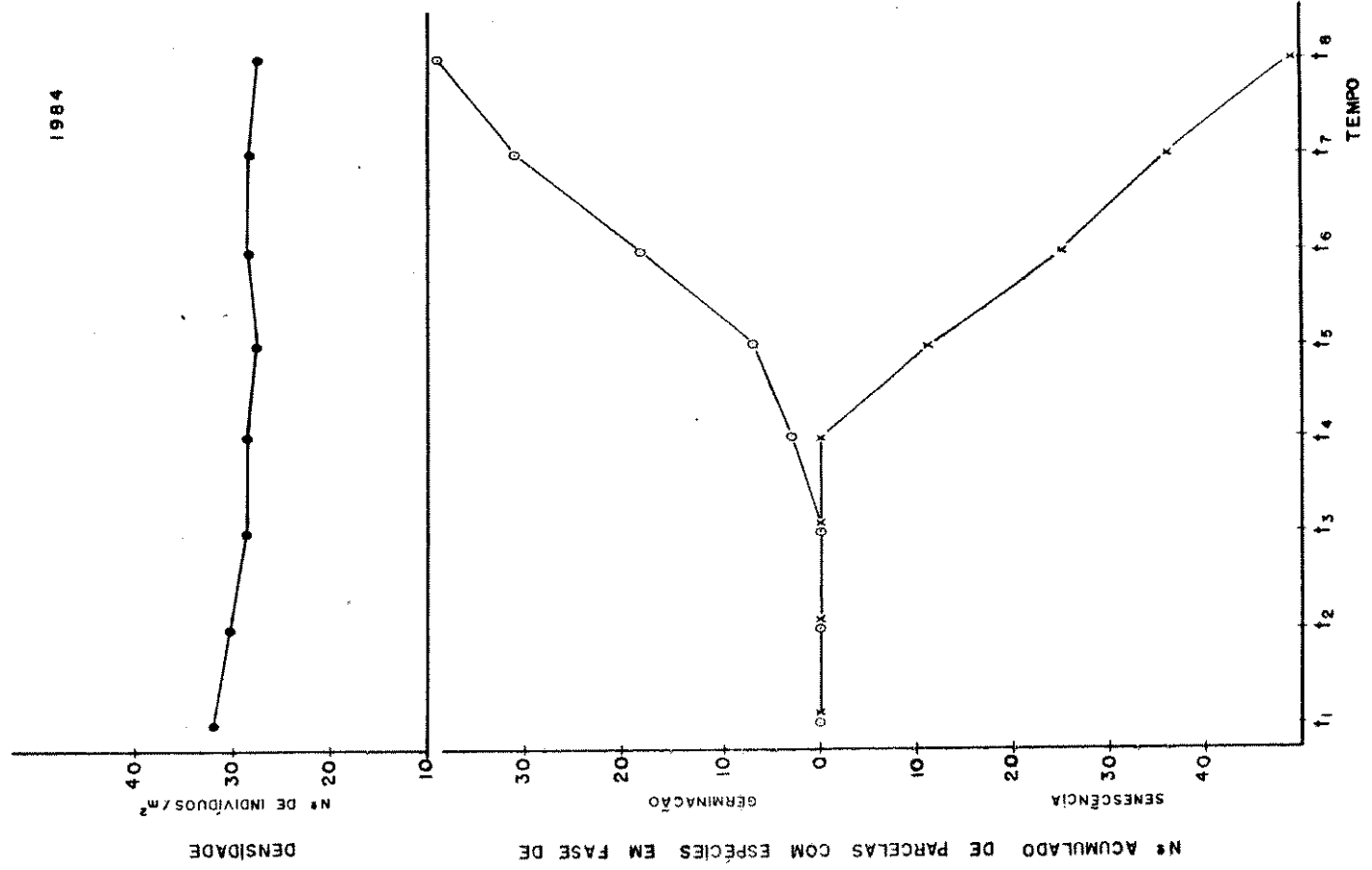
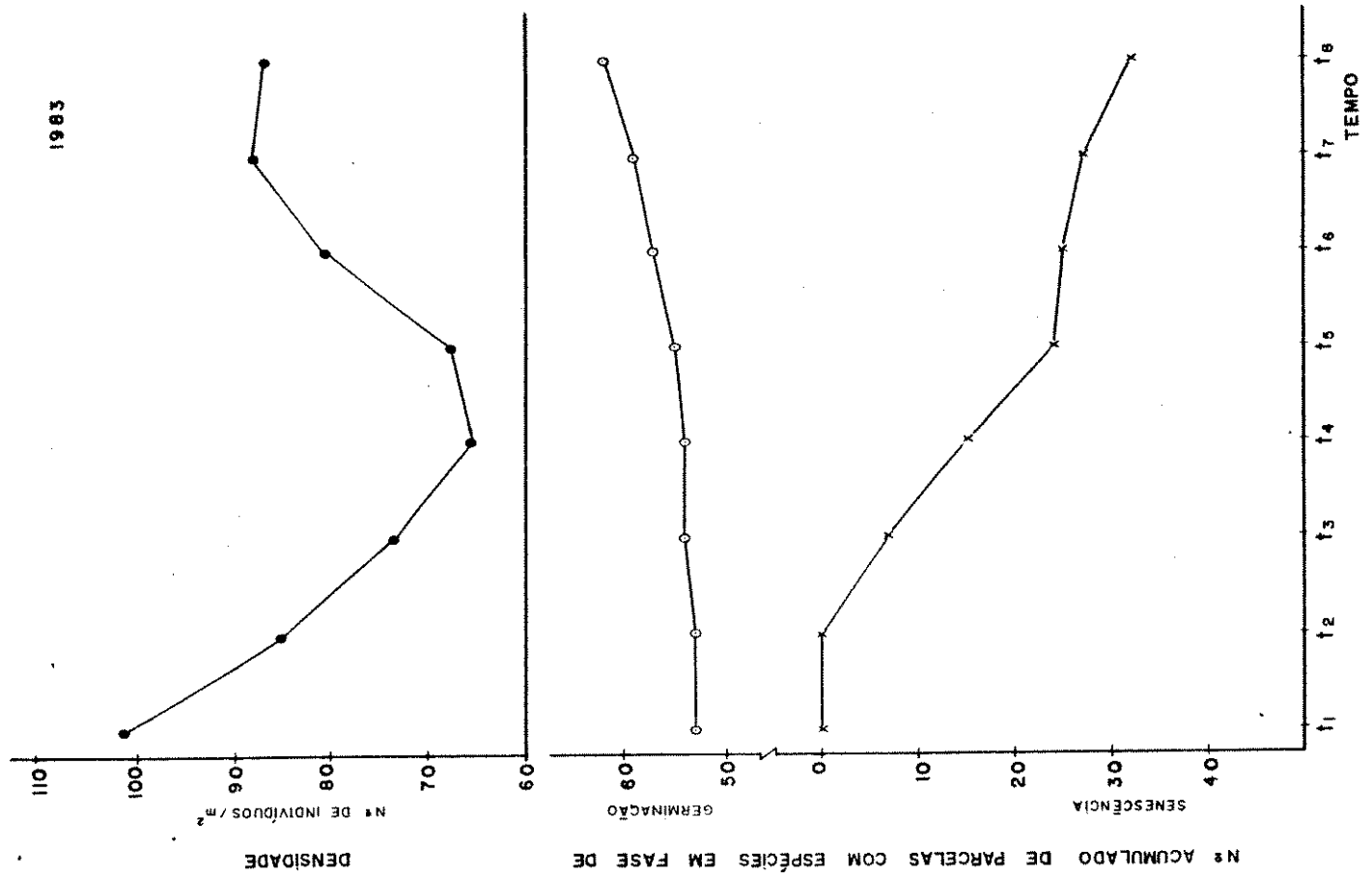


FIGURA 16: Recrutamento e senescência por intervalo de amostragem na comunidade e variação na densidade de plantas invasoras na cultura de milho em 1983 e 1984.

Apenas 9 das 31 espécies comuns aos dois anos de observação foram agrupadas na mesma categoria em ambos os anos, sendo 3 do grupo A (Amaranthus viridis, Desmodium adscendens, Zornia diphylla), 3 do grupo B (Ageratum conyzoides, Dichondra repens, Triunfetta bartramia) e 3 do grupo D (Crotalaria incana, Sida glaziovii, Sida cordifolia). É interessante notar que estas 3 últimas são espécies sublenhosas anuais. Embora o tempo de observação de 2 anos não seja suficiente para permitir generalizações, observações adicionais em áreas circunvizinhas em que se plantava milho e algodão há mais de 10 anos e onde essas mesmas espécies lenhosas eram abundantes sugerem que, nem sempre, a perturbação frequente leva à substituição de dominância de sublenhosas por herbáceas. S. glaziovii e S. rhombifolia, embora possam se comportar tanto como espécies anuais como bianuais, são altamente capazes de reocupar o ambiente tanto por regeneração como por recrutamento de novos indivíduos a partir do banco de sementes. Essas espécies, juntamente com algumas herbáceas comuns na área tais como Amaranthus hybridus, Ageratum conyzoides, Bidens pilosa, Borreria alata, Emilia sonchifolia e Ipomoea acuminata, juntamente com as espécies do gênero Cyperus, cuja reprodução predominante é a vegetativa, talvez representem o grupo que confere à comunidade uma certa uniformidade no tempo em função da grande capacidade de reocupação após perturbações. Essas espécies apresentam, de acordo com o conceito de Leps et al. (1982), "resiliência" ou elevada capacidade de regeneração, o que as distingue das que apresentam maior resistência, que confere maior estabilidade às comunidades maduras.

Espécies de invasoras

1983

1984

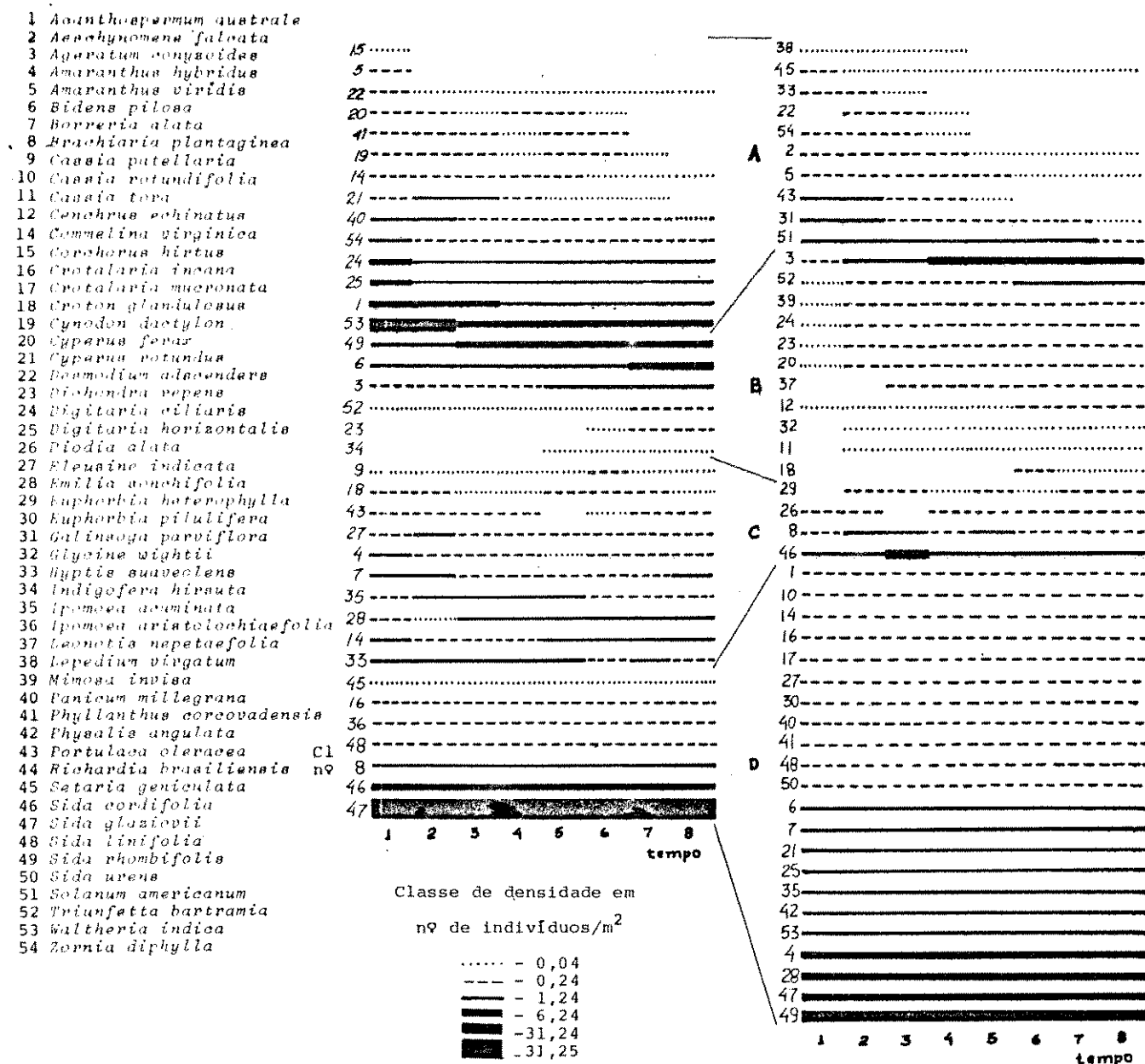


FIGURA 17: Distribuição das espécies invasoras em grupos, de acordo com as tendências para variação da densidade durante o ciclo do milho em 1983 e 1984. A- Espécies que ocorreram apenas no início, ou que reduziram em densidade, B- Espécies que ocorreram no final, ou que aumentaram em densidade, C- Espécies com densidade variável, D- Espécies com densidade estável.

A elevada capacidade de regeneração pode estar associada a aspectos genéticos das populações que conferem plasticidade e variabilidade e permitem às espécies responderem prontamente a perturbações.

Kalish (1986) demonstrou que Collinsia verna em uma mesma área apresentava sementes capazes de germinarem sob diferentes condições, revelando que as pressões seletivas experimentadas pela população em diferentes momentos têm favorecido diferentes tendências quanto a requisitos para germinação. Estas sementes, que se encontravam preservadas no banco de sementes, permitiriam a rápida ocupação de áreas em diferentes épocas.

A interferência de interações bióticas, juntamente com variações nas amplitudes de tolerâncias das espécies componentes da comunidade invasora podem, no entanto, levar a modificações da estrutura comunitária e substituição de espécies predominantes quando uma nova condição de ambiente físico se mantém por maior tempo (Goldberg & Kigel, 1986).

As modificações em contribuições relativas das espécies mais comuns nos dois anos consecutivos (Fig. 18) e a distribuição das espécies em classes de densidades relativas de indivíduos ao longo do ciclo da cultura (Fig. 19), apresentam um padrão geral de maior estabilidade para 1984. Em 1983 houve uma tendência para redução do número de espécies presentes nas classes de menor densidade e manutenção das classes representativas de espécies com um número elevado de indivíduos. O desaparecimento de algumas espécies raras em 1983, sem colonização proporcional de novas espécies da mesma categoria pode ser a principal causa da diferença entre anos.

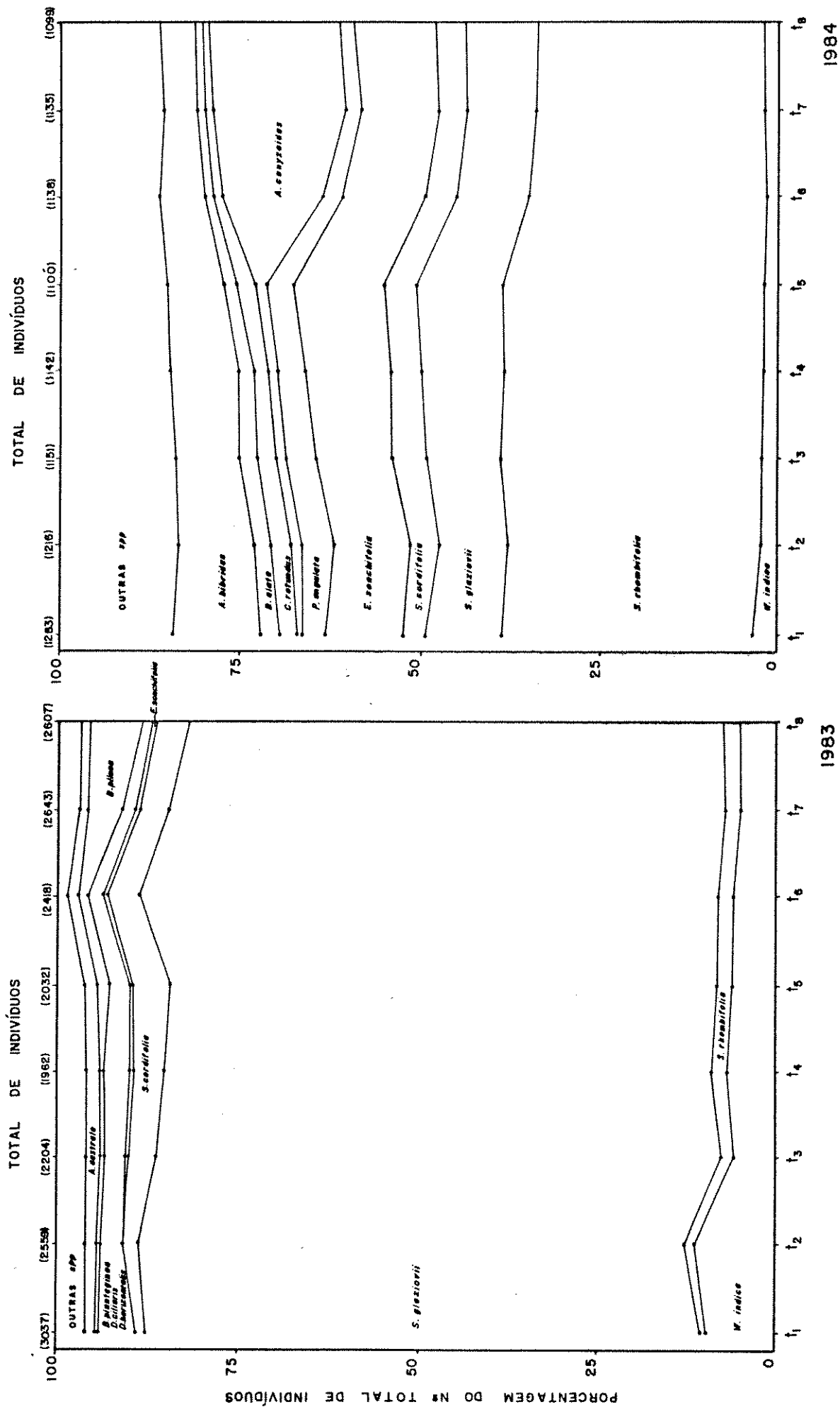


FIGURA 18: Variação de densidade relativa das espécies de invasoras mais comuns ao longo do ciclo da cultura do milho em 1983 e 1984 e total de indivíduos em cada momento analisado

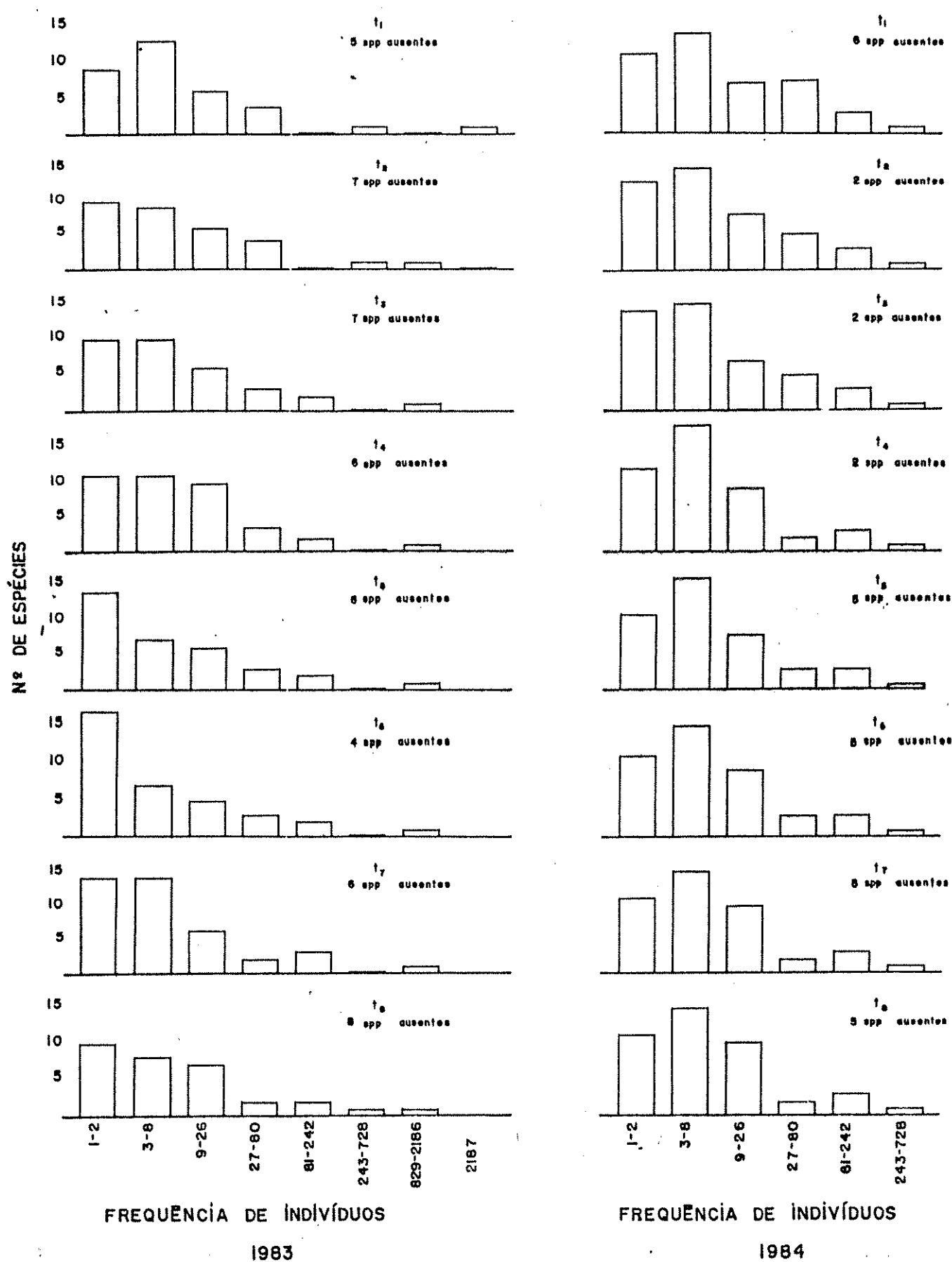


FIGURA 19: Distribuição das espécies invasoras em classes de frequência de indivíduos ao longo do ciclo do milho em 1983 (37 espécies) e 1984 (47 espécies).

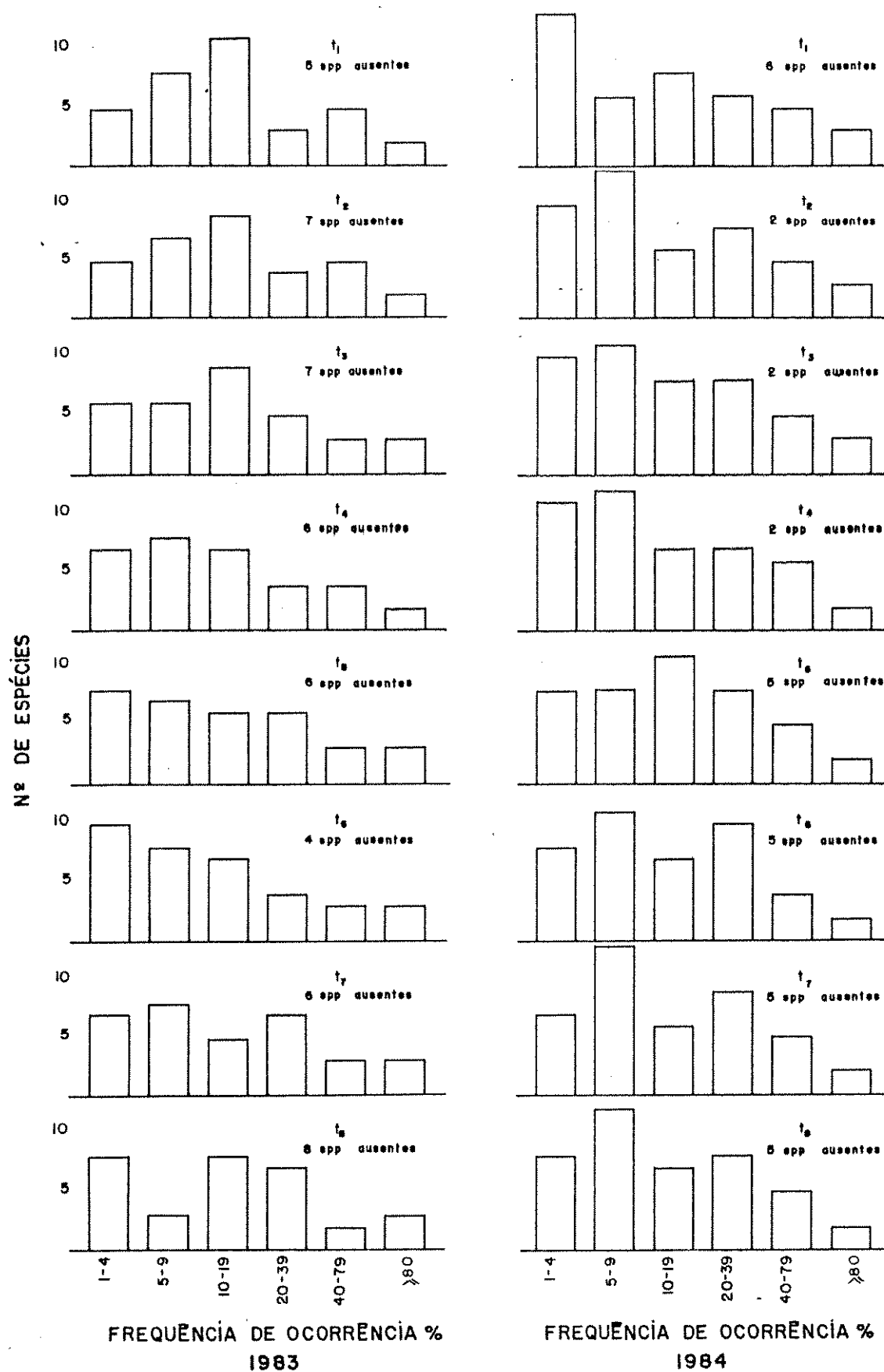


FIGURA 20: Variação na frequência das espécies invasoras nas parcelas durante o ciclo do milho, em 1983 e 1984.

A frequência de espécies nas parcelas (Fig. 20) variou tanto entre os ciclos de anos consecutivos, como ao longo de um mesmo ciclo. No entanto, a detecção de espécies com maior capacidade de regeneração ("resiliência"), garantindo um mínimo de estabilidade em tipos específicos de agroecossistemas ampliam as expectativas de, através de estudos da dinâmica dessas espécies, se prever infestações.

5.1.3.3. Diversidade

A diversidade obtida no ano de 1984 (Índice de Shannon-Weaver) foi maior do que o dobro da obtida para 1983 (Tab. 13). Isso se deve basicamente à menor riqueza e à dominância de algumas espécies neste primeiro ano (Fig.s 17 e 18).

A Fig. 21 evidencia como em uma fase inicial de utilização de uma área de pastagem para cultivo ocorre um aumento de riqueza acompanhado de uma redução de dominância, levando à maior diversidade. Embora as curvas sejam semelhantes, observa-se um deslocamento das espécies para classes de densidades menores, encaixando-se também aí as novas espécies de 1984.

Esta maior diversidade no segundo ano de plantio, embora não seja diretamente explicada pelo modelo proposto por Miller (1982) segundo o qual, áreas que sofrem perturbações intensas e frequentes tenderiam a apresentar menor diversidade, pode representar uma fase transitória, ajustando-se ao modelo após alguns

anos de perturbações cíclicas; como parece ser o caso observado por Chancellor *et al.* (1985).

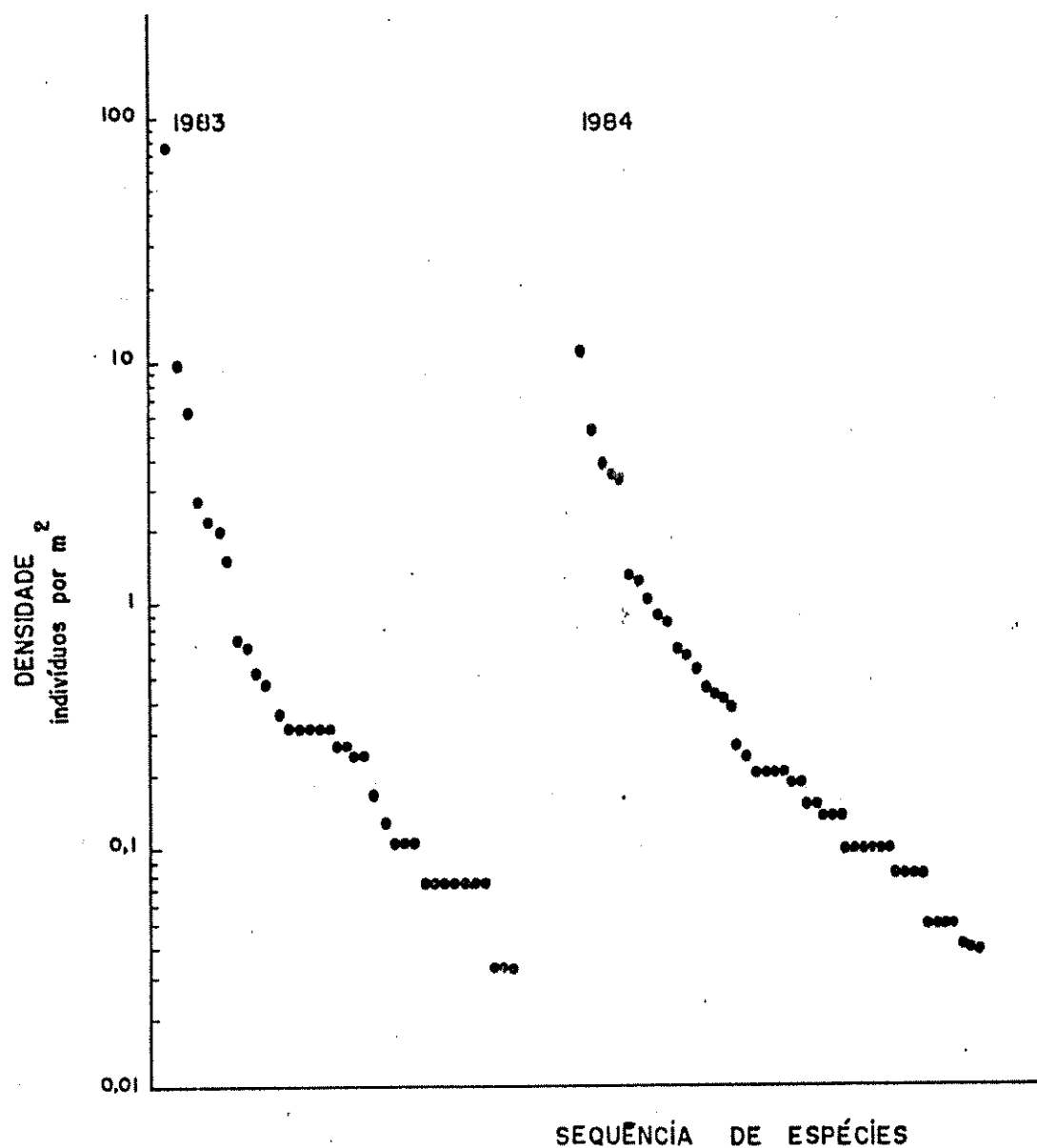


FIGURA 21: Curvas de dominância-densidade para as comunidades de invasoras de cultura de milho em 1983 e 1984.

Tabela 13 - Índices de diversidade de Shannon-Weaver (H) e equabilidade (J) para a comunidade de plantas invasoras ao longo do ciclo da cultura de milho em 1983 e 1984.

=====					
Ano	Tempo	Espécies	Indivíduos	Diversidade H	Equabilidade J

1983	T1	34	3055	0,4538	0,2963
	T2	32	2567	0,4690	0,3116
	T3	32	2204	0,4598	0,3055
	T4	33	1962	0,4957	0,3264
	T5	33	2032	0,4950	0,3260
	T6	35	2458	0,4357	0,2822
	T7	33	2643	0,4657	0,3067
	T8	31	2607	0,5032	0,3374
Média				0,4723	0,3115
1984	T1	41	1283	1,0415	0,6451
	T2	45	1216	1,0806	0,6537
	T3	45	1151	1,0695	0,6469
	T4	45	1142	1,0541	0,6377
	T5	42	1100	1,0430	0,6425
	T6	42	1138	1,0439	0,6431
	T7	42	1135	1,0419	0,6419
	T8	42	1099	1,0341	0,6371
Média				0,0511	0,6435
=====					

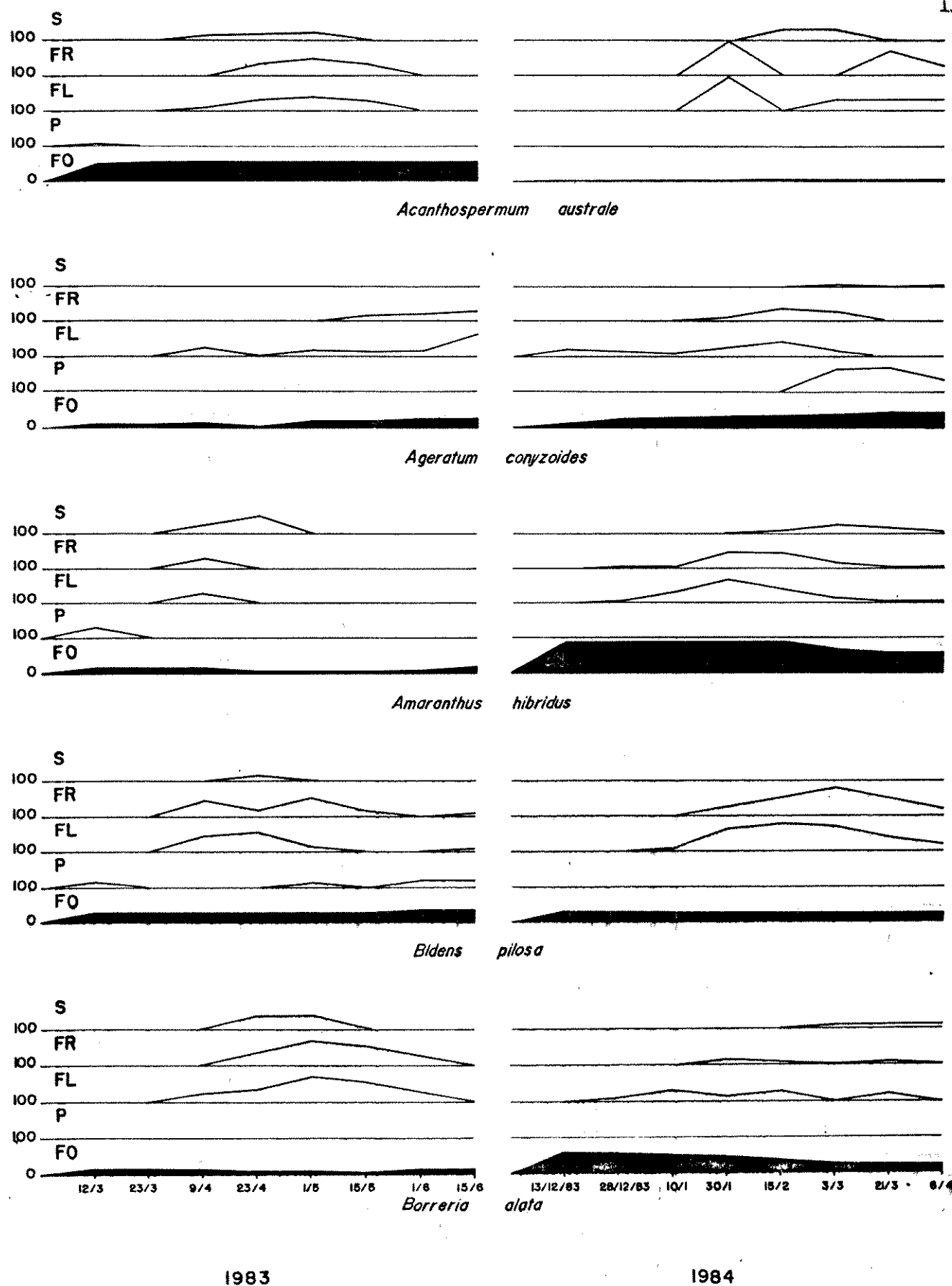
A existência de um conjunto de espécies com elevada capacidade de reocupação da área, aparentemente bem adaptadas às condições físicas, bióticas e de perturbação, como é o caso das malváceas invasoras e algumas ervas já mencionadas, contribuiriam para a redução da amplitude de variação da diversidade nos campos cultivados típicos da região, situação para a qual o campo estudado tenderia a convergir.

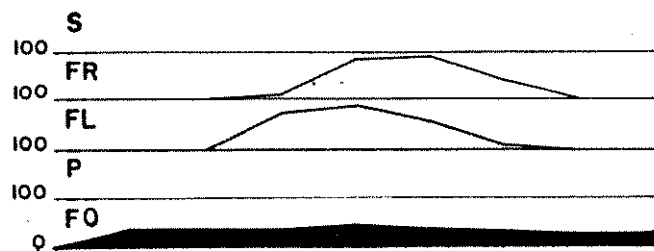
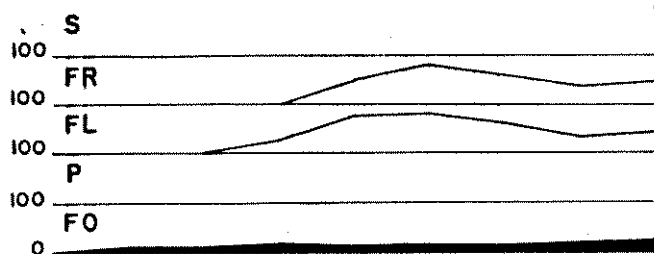
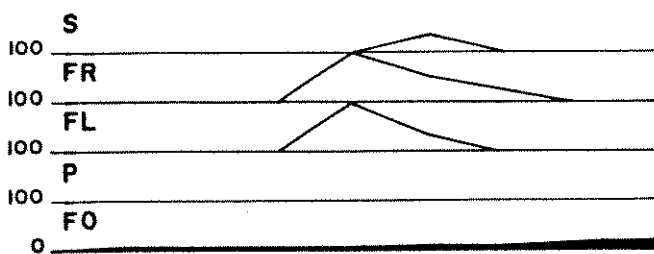
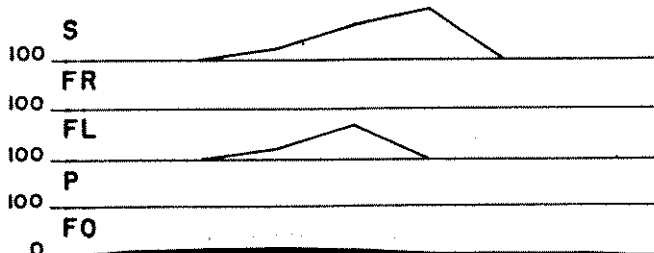
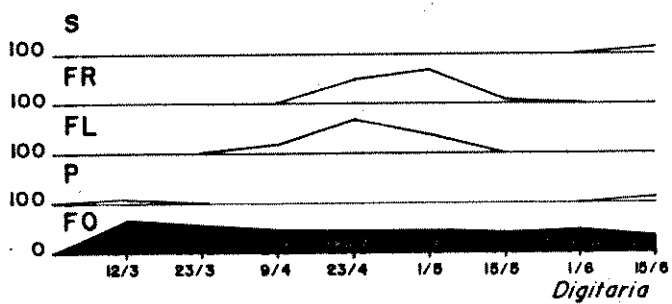
5.1.4. FENOLOGIA

As Fig.s 22, 23 e 24 representam a fenologia das espécies invasoras de um total de 37 espécies em 1983 e 47 em 1984, 75,7% completaram o ciclo no primeiro ano e 66% no segundo. Entre as 9 espécies que não frutificaram no primeiro ano, 4 não ocorreram no ano seguinte e 3 apresentaram densidade muito inferior.

No primeiro ano as plântulas ocorreram no início do ciclo da cultura, enquanto que em 1984 sua maior ocorrência se deu no final do ciclo. No entanto, em ambos os casos esta fenofase esteve associada às chuvas, no mês de março em 1983 e em janeiro e março em 1984 (Fig. 9).

A Fig. 25 apresenta as curvas referentes ao número acumulado de parcelas com espécies em fase de germinação e as curvas com as espécies em fase de floração, frutificação e senescência. Pode-se notar uma simetria muito mais acentuada entre estas curvas para o segundo ano de observação do que para o primeiro, o que está associado à menor oscilação de densidade em 1984.



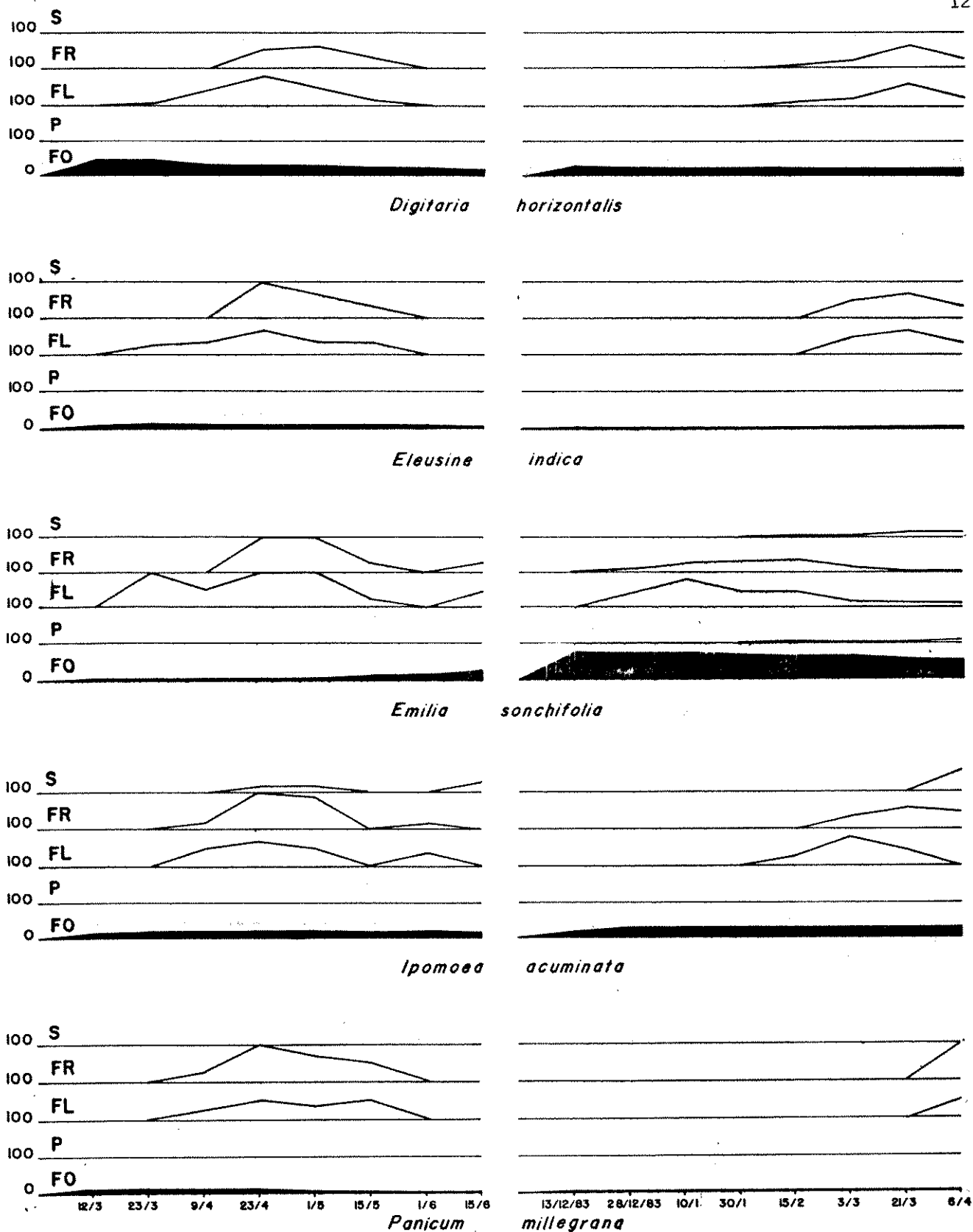
*Brachiaria**plantaginea**Commelina**virginica**Crotalaria**incana**Cyperus**rotundus**Digitaria**ciliaris*

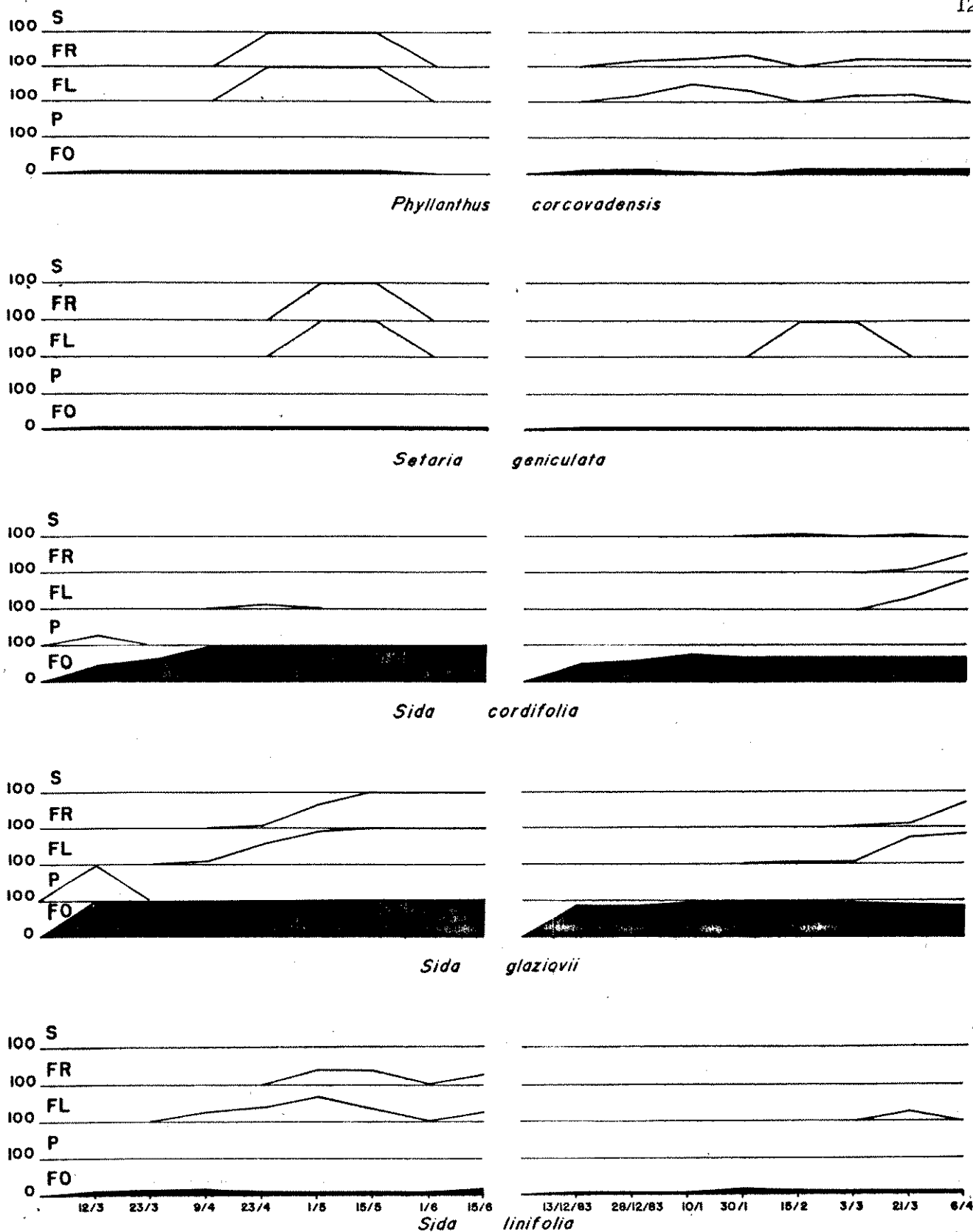
13/12/83 26/12/83 10/1 30/1 15/2 3/3 21/3 6/4

1983

1984

FIGURA 22: Continuação





1983

1984

FIGURA 22: Continuação

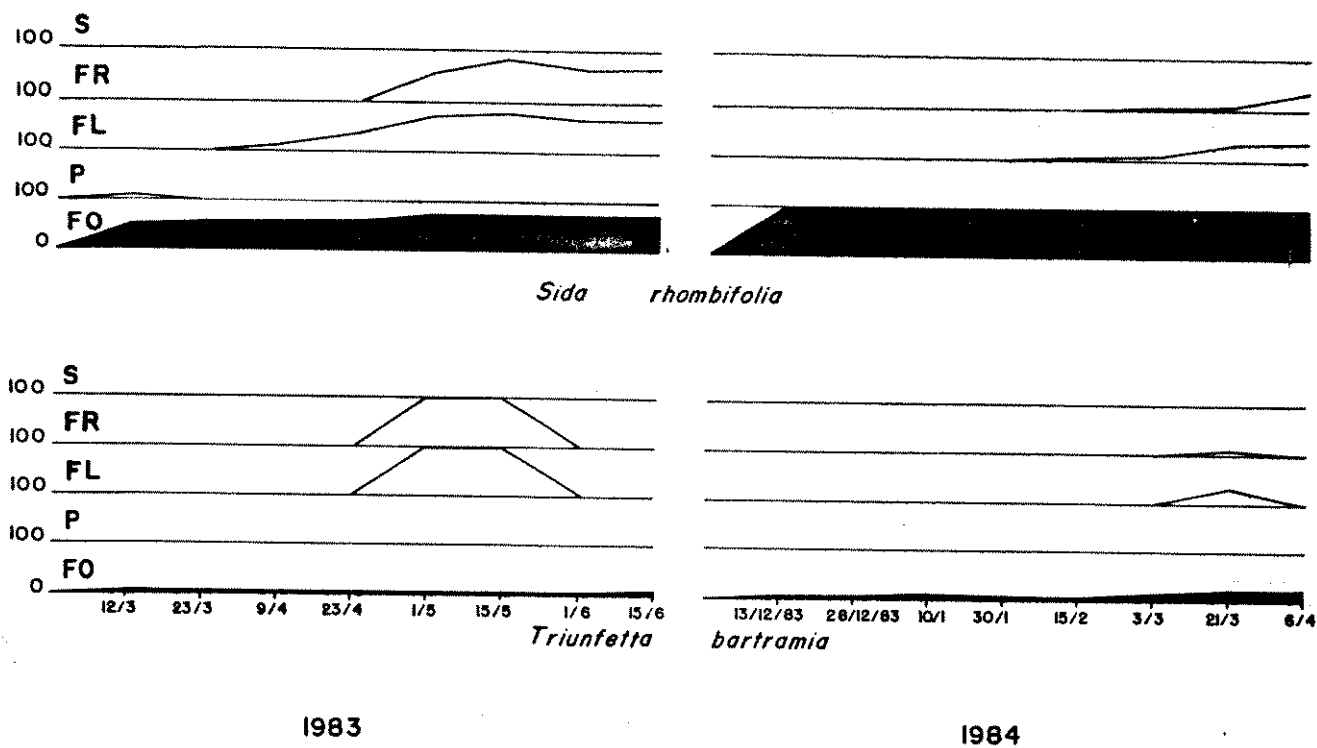


FIGURA 22: Continuação

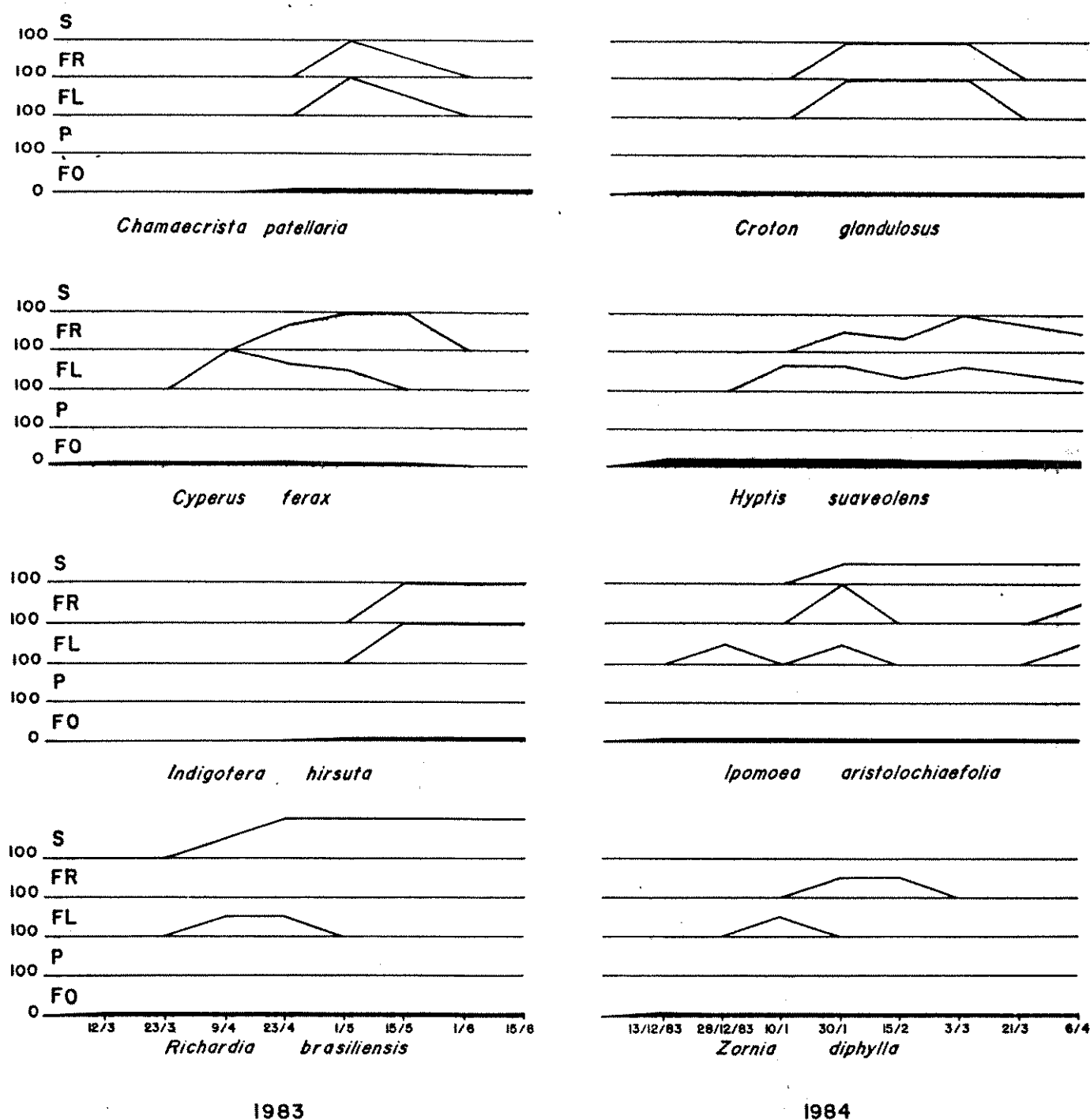
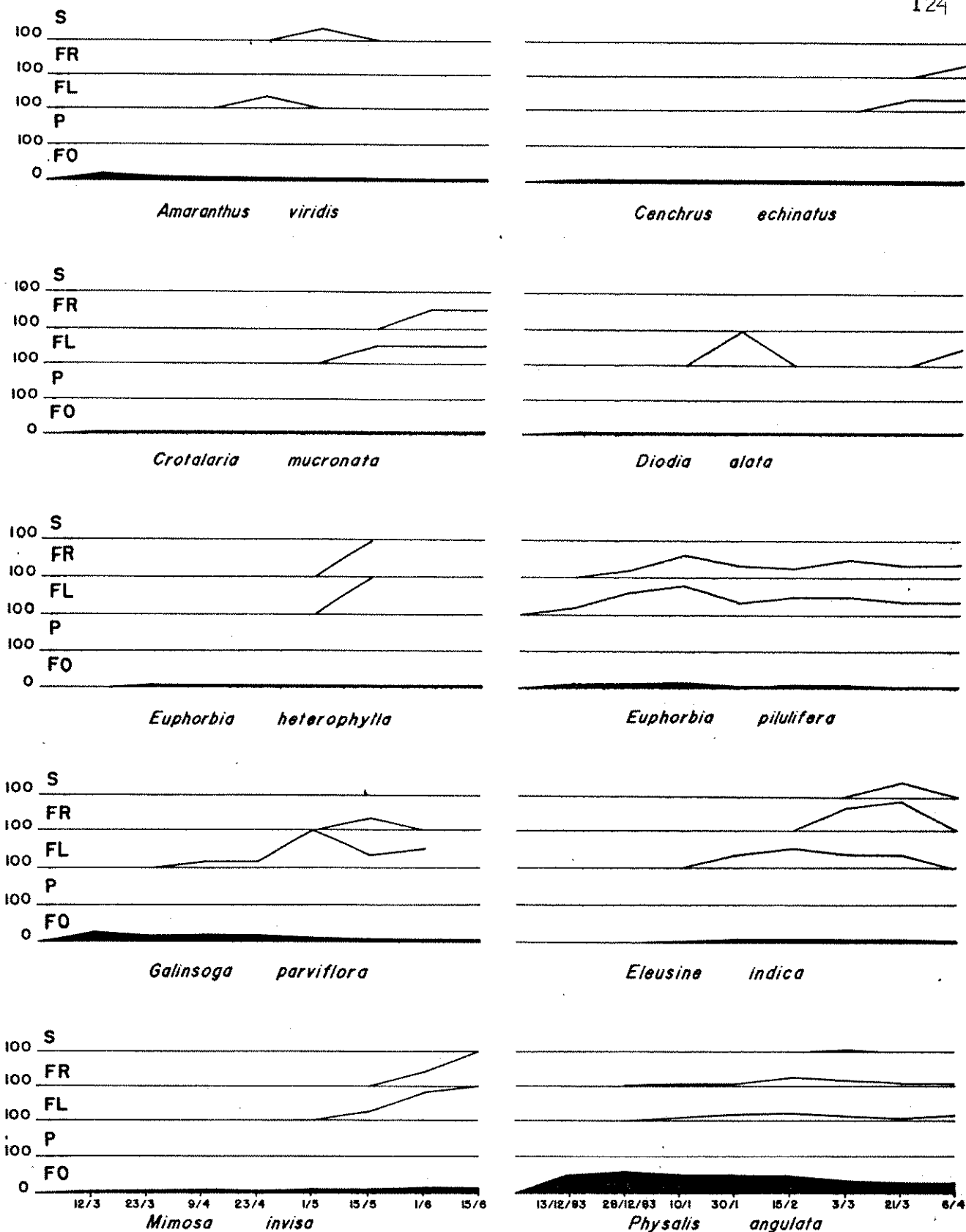


FIGURA 23: Fenologia e frequência de ocorrência (FO) em % de parcelas para espécies invasoras que floresceram apenas em 1983. P-Plântula, FL-Flor, FR-fruto, S-Senescente.



1983

1984

FIGURA 24: Fenologia e frequência de ocorrência (FO) em % de parcelas para espécies invasoras que floresceram apenas em 1984. P-Plântula, FL-Flor, FR-fruto, S-Senescente.

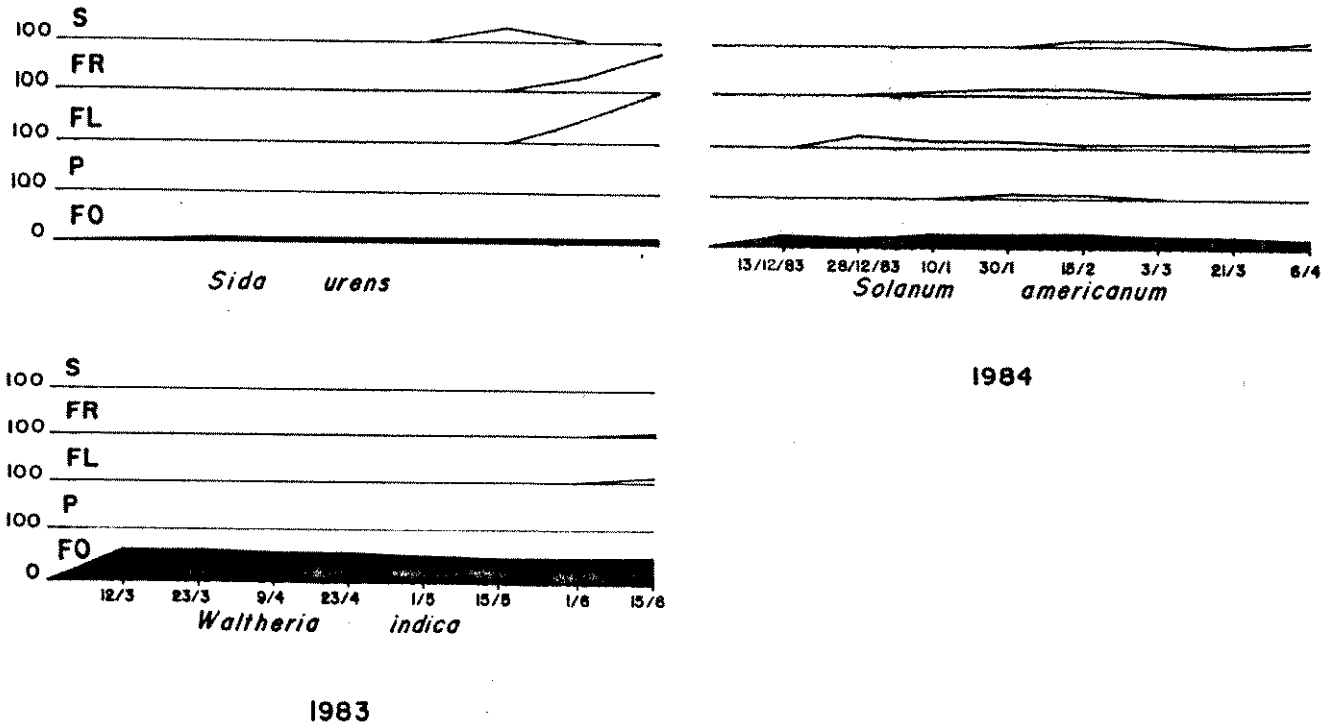


FIGURA 24: Continuação

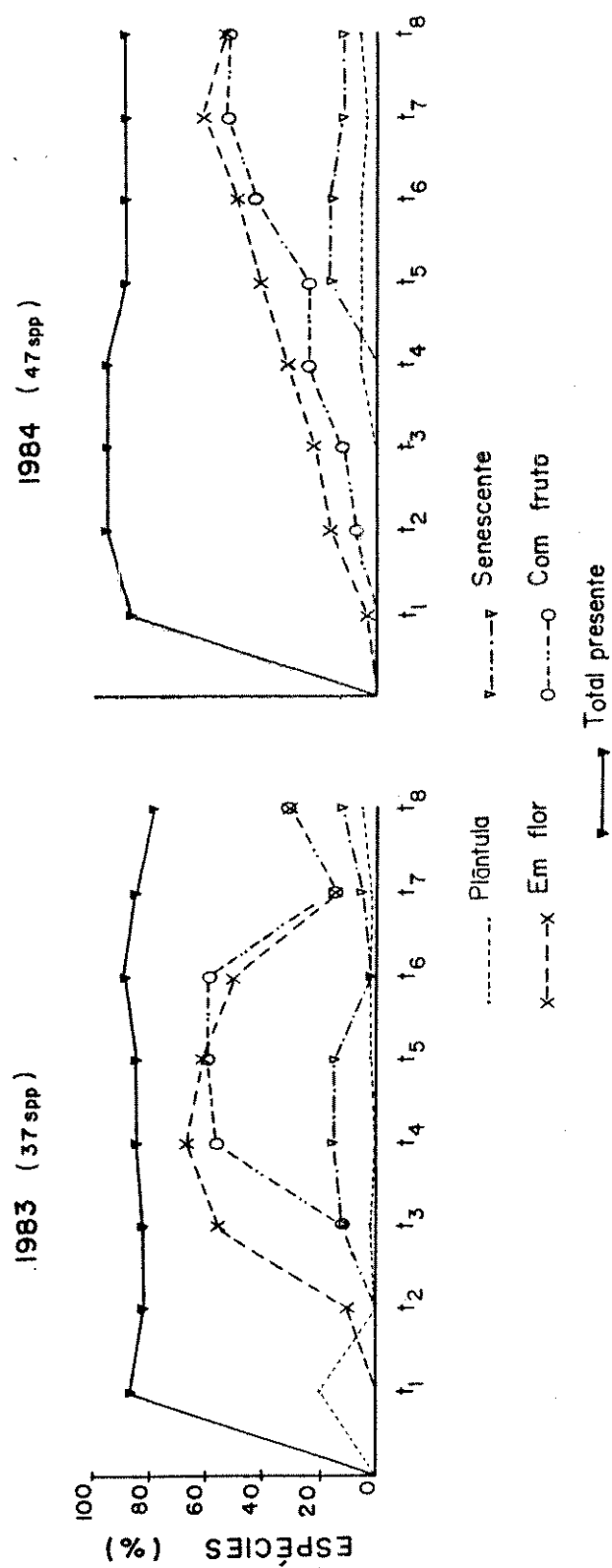


FIGURA 25: Fenologia da comunidade de Invasoras da Cultura de milho em 1983 e 1984.

Os picos de florescimento e frutificação variaram entre as espécies (Fig.s 22, 23 e 24) resultando em um padrão geral médio para a comunidade, com um pico de florescimento ao redor de 75 dias após o plantio no primeiro ano e de 120 dias no segundo ano (Fig. 24). Mas, as épocas do ano em que estas fenofases são mais frequentes são próximas, abrangendo o mês de abril em 1983 e fim de março em 1984. Isto sugere a grande importância de fatores exógenos, principalmente temperatura e fotoperíodo, na determinação do florescimento e uma certa independência em relação à idade da planta.

Nota-se, também, de forma mais acentuada em 1984 do que em 1983, a disponibilidade de flores na comunidade durante o ciclo todo. Esta disponibilidade é devida ao fato de parte das espécies se reproduzirem precocemente e manter a produção de flores durante toda a sua vida, não se observando deslocamentos de períodos de floração entre espécies.

A importância de flores para manutenção de populações de inimigos naturais de insetos fitófagos é amplamente discutida por DeBach (1964), Huffker & Messenger (1976), Altieri & Witcomb (1983) e outros.

5.2. FITOPATÓGENOS E INSETOS NO CONTROLE DE INVASORAS

Convencionalmente, os métodos de controle de invasoras através de insetos e fitopatógenos têm sido propostos para espécies exóticas e apenas para situações em que os métodos de con-

trole químico e mecânico não são viáveis economicamente. Os casos clássicos de controle biológico de plantas invasoras discutidos por DeBach (1964) e Huffaker & Messenger (1976) exemplificam essas situações. A maioria das espécies invasoras que representam problemas sérios no Brasil é nativa ou de ampla distribuição geográfica (King, 1966; Holm *et al.*, 1977).

Biologicamente, porém, espécies de plantas nativas podem ser igualmente susceptíveis à introdução de parasitas e predadores (Huffaker, 1954).

A extensão territorial do Brasil oferece uma condição ímpar de diversidade de habitats a serem explorados em busca de agentes de controle de invasoras. Assim, os aspectos das relações entre plantas e seus inimigos naturais discutidos nessa seção não devem ser encarados apenas em uma perspectiva local, mas sim como contribuições ao conjunto de informações que constituem as bases para a busca de agentes de controle biológico, independentemente do lugar ou de se tratar de plantas exóticas ou nativas.

No presente trabalho, o acompanhamento da ocorrência de fitopatógenos e de insetos nas parcelas utilizadas para o estudo de sucessão permitiu que se detectasse espécies associadas a invasoras e alguns aspectos das suas interações com as plantas hospedeiras.

Os resultados discutidos a seguir referem-se às espécies mais conspícuas e de interesse particular, principalmente quanto aos insetos.

A análise quantitativa está limitada à frequência nas parcelas, uma vez que os indivíduos (insetos ou plantas doentes) não foram contados. São também apresentados os resultados de observações sobre a biologia e bionomia de alguns insetos e os resultados de alguns ensaios preliminares para avaliação de patogenicidade e especificidade de fitopatógenos e insetos respectivamente.

5.2.1. FITOPATÓGENOS

Durante os dois anos de observação no campo de milho, 7 espécies de invasoras foram intensamente atacadas por fitopatógenos; sendo os fungos os agentes etiológicos responsáveis pela patogenicidade em 4 espécies (Fig. 26).

5.2.1.1. Fungos

Em 1984 houve um aumento da incidência de Albugo sp infectando folhas de Ipomoea acuminata. Os fungos deste gênero são considerados altamente específicos quanto às plantas hospedeiras (Barnes, 1979).

Ensaio preliminares, buscando se inocular esporos de Albugo sp., coletados de folhas doentes, em plantas no campo e no laboratório não foram bem sucedidos. Nenhuma planta tratada,

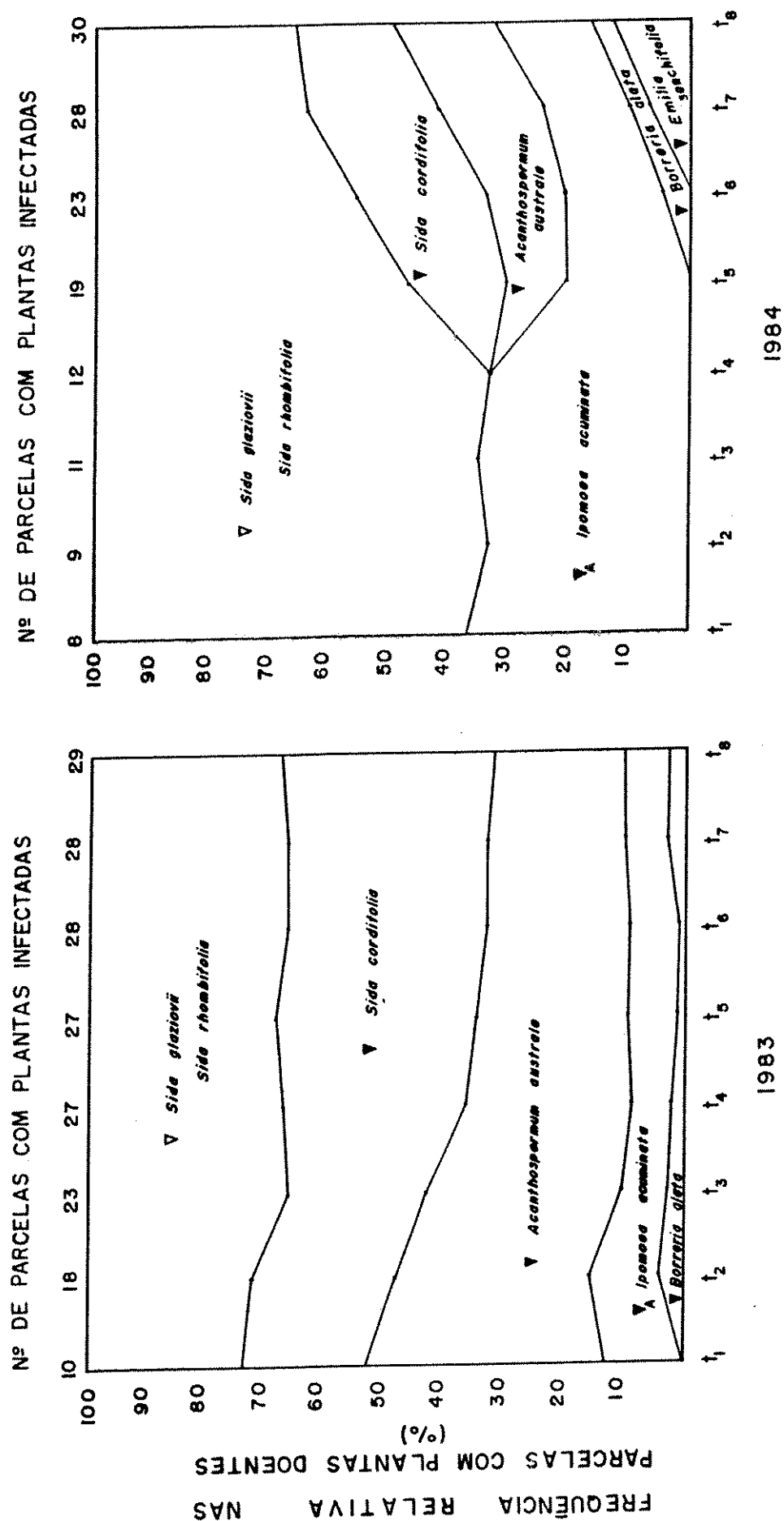


FIGURA 26. Frequências relativas, baseadas em ocorrência das interações fitopatogênicas - invasoras em parcelas e número de parcelas com plantas doentes, durante o ciclo do milho em dois anos consecutivos. ∇ Vírus do mosaico ∇ Micoso ∇ Albugo.

seja por inoculação direta, seja utilizando o crisomelídeo Metritriona sp. como vetor mecânico em potencial, manifestou quaisquer sintomas de doença durante 2 meses de observação.

As espécies de Albugo são dispersas pelo vento e pela chuva e, uma vez alcançada a superfície da planta hospedeira, o esporângio, em condições de temperatura e umidade elevada, dará origem a tubos germinativos ou a zoósporos que penetrarão através dos estômatos (Barnes, 1979). O sucesso da germinação de um esporo de fungo na superfície dessa folha vai depender das condições de microhabitat favoráveis. Há evidências de que algumas substâncias presentes a nível de superfície foliar inibem diretamente a germinação ou são letais para fitopatógenos (Dickenson & Lucas, 1982).

Embora seja mais provável que as condições de umidade e temperatura tenham sido as limitantes para a infecção das plantas nos ensaios, é importante considerar que a grande variabilidade genética presente em plantas invasoras, com muitas espécies poliploides (Baker, 1965), pode estar correlacionada a uma grande variabilidade quanto à susceptibilidade aos agentes que atuam como fatores de mortalidade em uma população local, incluindo-se aqui os fitopatógenos. Burdon & Marshall (1981) demonstraram que linhagens tetraploides de Glycine tabacina eram muito mais resistentes ao fungo Phakopsora pachyrhizi do que linhagens diploides.

Estudos envolvendo o monitoramento de populações de Ipomoea em áreas de ocorrência dessa micose, com avaliação de taxas de mortalidade e reprodução de indivíduos sadios e infectados, são de grande importância para a análise do papel ecológico de Albugo sp

e do seu potencial como um agente natural de controle dessa convulvulacea.

Alexander & Burdon (1984) mostraram que Albugo candida é letal para cerca de 90% de plântulas de Capsella bursa-pastoris, infectadas.

Os fungos do gênero Colletotrichum, causadores de micoses inclusive em Sida cordifolia, vêm sendo amplamente estudados. Sua produção comercial é patenteada (Templeton, 1979) e sua utilização é sugerida para o controle de Sida spinosa nos Estados Unidos e alguns países da Europa. A ocorrência natural deste patógeno em populações de S. spinosa em cultura de algodão reduz sensivelmente o potencial competitivo dessa invasora (Buchanan et al., 1977, 1980).

Colletotrichum sp. ocorreu em uma proporção considerável de indivíduos de S. cordifolia no ano de 1983 (Fig. 26). Em 1984 esta micose atingiu um número bem menor de indivíduos da população. As condições mais secas ou redução do tamanho populacional das espécies hospedeiras são as possíveis causas da menor incidência de fitopatógenos em 1984.

Tanto Sida cordifolia como Acanthospermum australe tornaram-se muito mais raros em 1984, enquanto que Ipomoea acuminata aumentou em densidade (Tab. 11). Dessa forma, enquanto que para as duas primeiras espécies houve uma redução da probabilidade de dispersão bem sucedida dos esporos do fitopatógeno, para I. acuminata essa probabilidade aumentou em função do seu aumento populacional.

Uma avaliação criteriosa da patogenicidade, virulência e especificidade das linhagens de Colletotrichum nativos, assim como estudos para avaliação do seu impacto sobre populações de S. cordifolia são indispensáveis para a análise do seu papel como agente natural de regulação dessa espécie e da conveniência de sua utilização no manejo dessas invasoras no Brasil.

5.2.1.2. Vírus

Embora ocorrendo em um número menor de espécies hospedeiras, as viroses, principalmente os mosaicos de Sida glaziovii e Sida rhombifolia estiveram presentes em cerca de 50% das parcelas com invasoras em 1984 e em proporção menor, mas equiparável à ocorrência de Colletotrichum de S. cordifolia, em 1983 (Fig. 26).

O grupo de vírus que provoca o sintoma do mosaico nas diversas guaxumas abriga linhagens fitopatogênicas para diversas espécies cultivadas, o que desencoraja os estudos com vistas à avaliação do potencial dessas viroses como controladoras de espécies do gênero Sida. No entanto, esta é a patogenia de ocorrência natural mais comum na região de Campinas.

5.2.2. INSETOS

A contribuição relativa dos diversos grupos de insetos, obtidas através de coletas manuais e observações diretas durante as amostragens quinzenais das parcelas fixas de 1m², variou consideravelmente durante cada ciclo da cultura. Espécies comuns em um ano, encontravam-se em baixas frequências no outro ano, sendo então incluídas na categoria "outras espécies" na Fig. 27, referente ao ano em questão.

De maneira geral, os hemípteros, que eram raros em 1983, passaram a ser muito frequentes no ano seguinte, substituindo em grande parte os lepidópteros e cicadelídeos (Fig. 27). A grande maioria das espécies mais conspícuas ocorreram nos dois anos de estudo. O que variou foi o conjunto de espécies predominantes (Tab. 14). Essas variações resultam em uma similaridade de Morisita = 0,372, que é muito baixa em relação à pequena variação da flora que se observou.

5.2.2.1. Relação com a fenologia da flora invasora

O pico de riqueza de insetos praticamente coincide com o pico de florescimento das invasoras (Fig. 28), sugerindo uma relação entre insetos e o número de espécies de plantas que se encontram em flor.

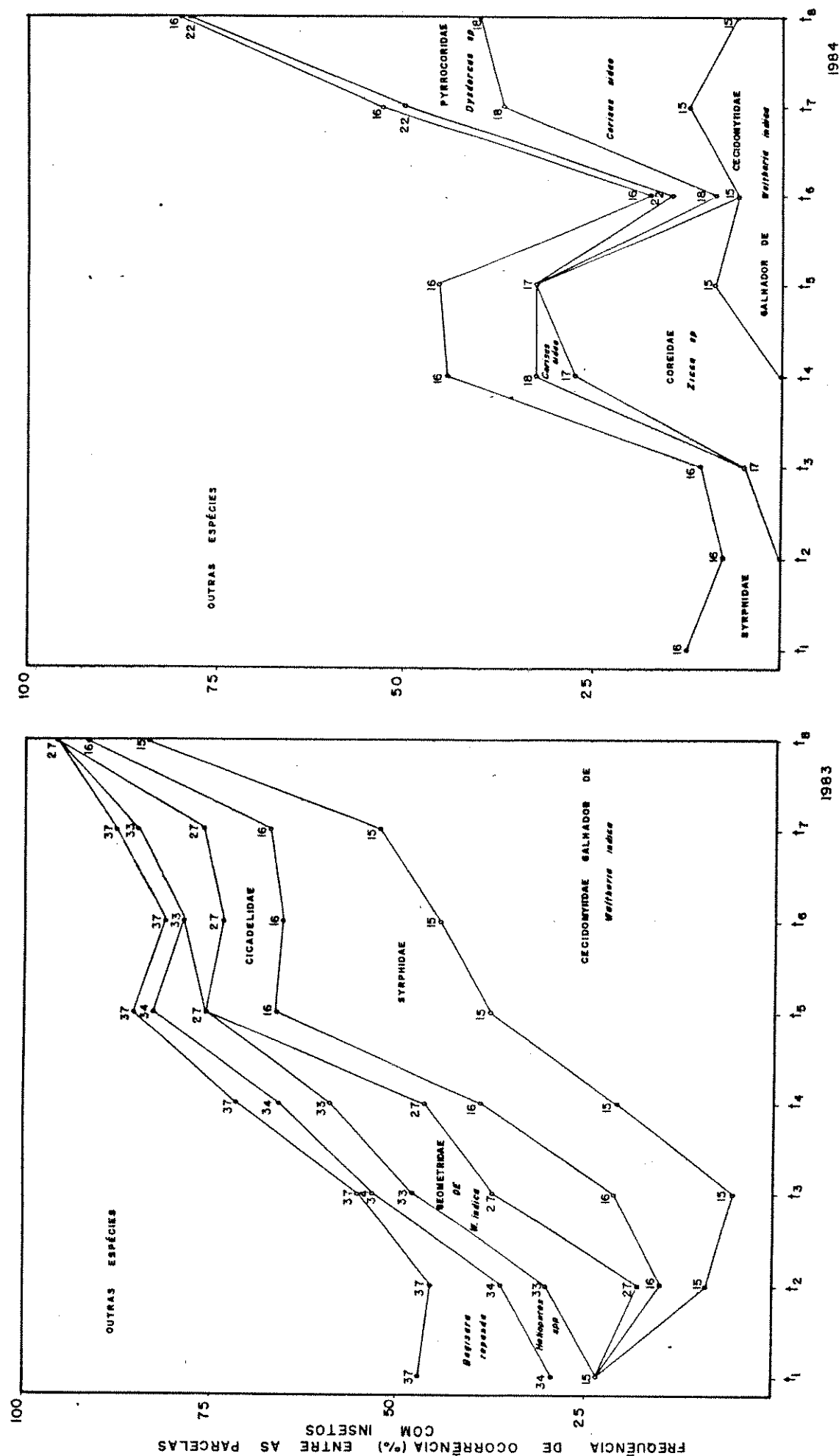


FIGURA 27: Contribuição das espécies de insetos mais frequentes nas parcelas e do conjunto das espécies restantes da entomofauna associada a plantas invasoras em campo de milho em 1983 e 1984. Os números representam códigos da espécie ou grupo de espécies.

Tabela 14 - continuação.

Ordem	Família	Espécie	1983														1984							
			T1	T2	T3	T4	T5	T6	T7	T8	Total	T1	T2	T3	T4	T5	T6	T7	T8	Total				
Diptera	Cecidomyiidae																							
		sp1	4	3	3	15	16	17	18	21	97							3	2	4	4	13		
	Syrphidae	spp	2	9	13	12	8	5	2	51	51	1	1	1	2	4	1	1	1	1	1	12		
Hemiptera	Coreidae																							
		Zicca sp																						
	Corizidae																							
		Corizus zidae (Fabricius, 1794)																						
	Pentatomidae																							
		Ilantha perditior Fabricius							1			1						1						
		Lepta sp																						
		Polymerus sp	1	1						1	3	3						1	1					
	Pyrrhocoridae																							
		Dysdercus sp																						
	Jalysus cf sobrius Stal, 1863																							
	outros Hemiptera		3	4	1	1	1	1	1	10	10						1	1	6	2		11		

Tabela 14 - Continuação.

Ordem	Família	Espécie	1983										1984									
			T1	T2	T3	T4	T5	T6	T7	T8	Total	T1	T2	T3	T4	T5	T6	T7	T8	Total		
Homoptera	Aphididae																					
	spp		1	2	1						4		3	1	1	2				7		
	Cercopidae																					
	spp						1				1		1						1			
	Cicadellidae																					
	spp		1	9	5	4	1	3	1	24	2	3	2	2	3		1	1	1	14		
Membracidae																						
	Enibylia gemmata (Gerwar, 1821)		1	2	1					4												
Hymenoptera	Sphecidae																					
	Pisgon sp							1			1					3	2		5			
	Chalcididae																1	3	1	6		
	spp																					
	Eulophidae																					
	Euplectrus sp																	1		2		
Ichneumonidae																						
	spp							1	1		2					2	1			3		

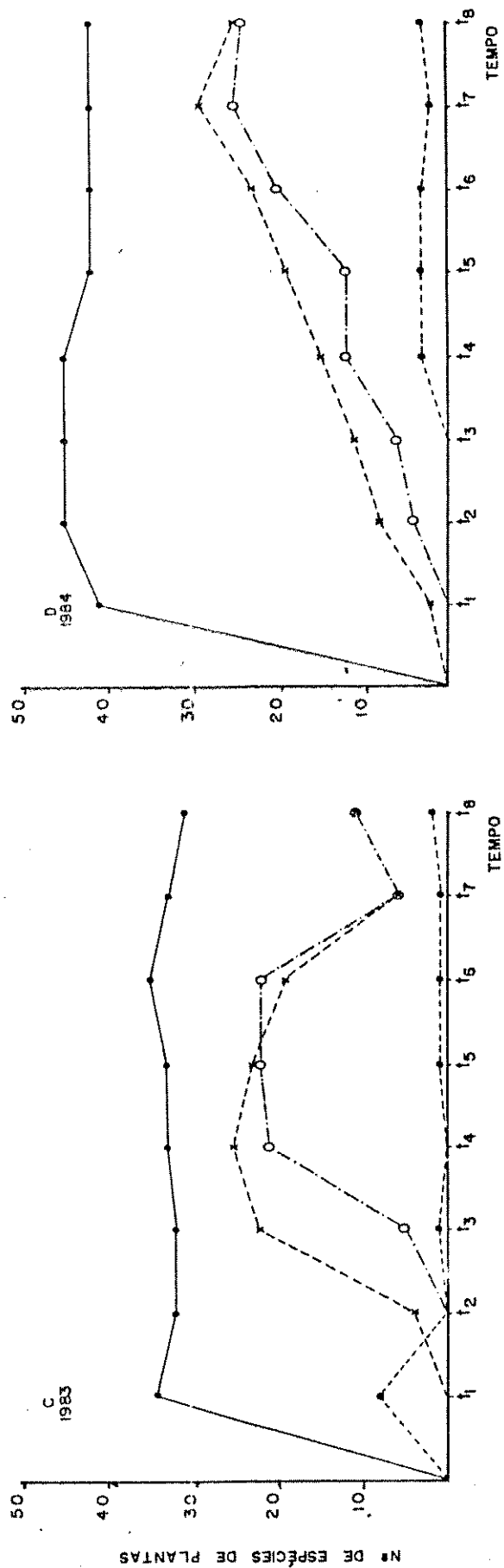
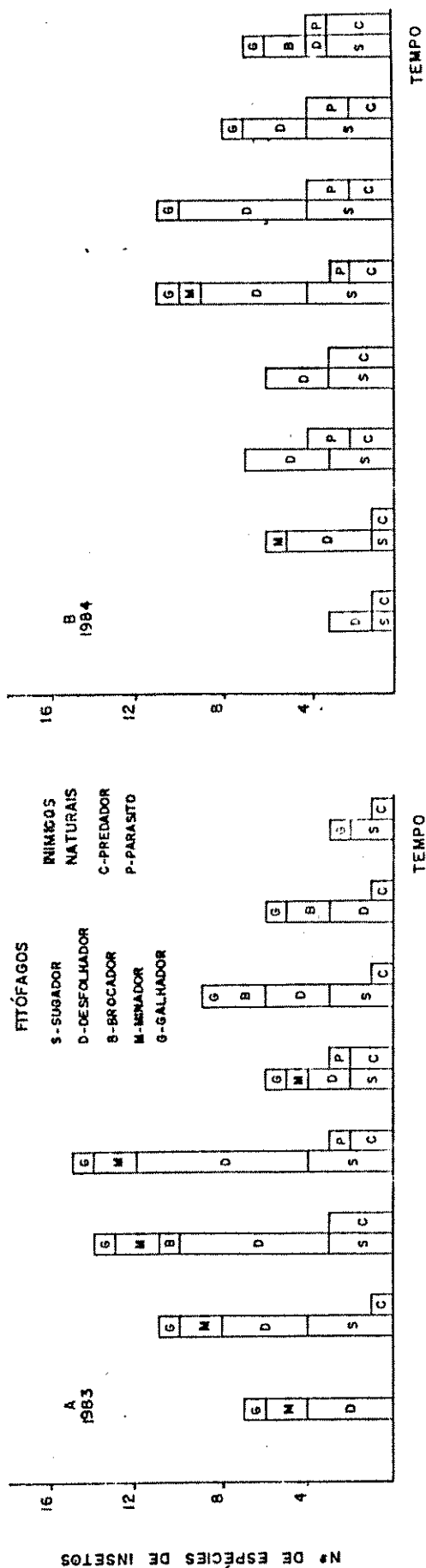


FIGURA 28: Participação da guilda de fitófagos e inimigos naturais na comunidade de insetos ao longo do ciclo do milho e fenologia da flora invasora (● - Plântula, x - Fruto, - - - Total de espécimes presentes).

A importância de néctar e pólen para a complementação da dieta e manutenção de populações de parasitos e predadores já é bem conhecida (DeBach, 1964; Root, 1973; Van Emden & Williams, 1974; Ruffaker & Messenger, 1976; Altieri & Witcomb, 1979; Price *et al.*, 1980; Risch, 1981).

Em uma época específica, de maior abundância de recursos, uma mesma área pode atrair maior número de espécies de insetos. Entre as espécies atraídas, além de predadores e parasitos, os fitófagos associados estritamente às partes florais ou frutos das invasoras contribuem para o aumento da riqueza da fauna de insetos nesta época (Fig. 28).

Os fitófagos Anthonomus rubricosus, Corizus eidae, Disdercus sp. e Crocidozema plebejana estiveram sempre associados à presença de botões florais e/ou frutos nos 2 anos de observação.

As modificações fenológicas envolvem alterações em vários aspectos da arquitetura e da aparência da planta. O desenvolvimento de novos elementos como pedúnculos florais, botões, brácteas, receptáculos e frutos representam recursos adicionais para a fauna de artrópodos.

Assim, a idéia de que a arquitetura da planta é um fator importante na determinação do número de espécies de insetos fitófagos a ela associados (Lawton, 1976, 1978, 1982; McNeill & Sowthwood, 1978; Moran, 1980; Lawton & Strong, 1981; Snaydon, 1984 e Strong *et al.*, 1984) pode ser vista de uma forma dinâmica e mais abrangente para explicar também variações do número de espécies de insetos ao longo das diversas fases do ciclo de vida da planta. Fontes (1985), no entanto, revelou que a riqueza de

insetos associados a Solidago spp está mais relacionada com a complexidade da folhagem não havendo relação clara com a fase reprodutiva.

Paralelamente às modificações estruturais, alterações na composição química durante o desenvolvimento da planta (Feeney, 1976 e Cates, 1980, 1981) envolvendo redução das defesas qualitativas ou toxinas podem também estar associadas com a variação na riqueza de espécies de insetos ao longo do ciclo de vida da planta.

Dessa forma, a nível da comunidade de invasoras, as relações individuais entre a fenologia de cada espécie de planta e a sua fauna de insetos associada deve se manifestar em maior riqueza no período em que se combinam as condições de maior susceptibilidade, aparência e complexidade estrutural do conjunto de espécies que forma a comunidade de invasoras.

Essa situação de maior favorabilidade para o recrutamento de insetos parece estar muito associada com a época de pré-ântese e de florescimento na comunidade de invasoras do milharal estudado.

5.2.2.2. Sobre alguns fitófagos associados

Algumas espécies de insetos associados às invasoras foram preliminarmente considerados promissores como reguladores de populações de plantas, seja pela sua constância, seja pelo tipo ou intensidade de danos que provocavam.

São apresentados aqui os estudos sobre as seguintes espécies:

- Cecidomyiidi sp1 - Cecidomyiidae que induz a formação de galhas em folhas e gemas de Waltheria indica. Ocorreu em praticamente todos os indivíduos da população hospedeira em 1983. Foram observados aspectos da biologia e comportamento da espécie.
- Anomis erosa - Noctuídeo desfolhador de Sida spp. foram observados aspectos da biologia.
- Anthonomus rubricosus - Curculionidae predador de sementes de Sida spp. Foram analisados aspectos da especificidade ao hospedeiro.
- Polyspila polyspila - Chrysomelinae desfolhador de Sida rhombifolia e Sida santaremnensis. Foram estudados aspectos da bionomia, da capacidade de colonização da espécie e especificidade.

Os dados referentes ao noctuídeo Noropsis hieroglifica e ao geometrídeo sp1 não serão discutidos em função do pequeno número de indivíduos com os quais se conseguiu fechar o ciclo.

5.2.2.2.1. Cecidomyiidi sp1

Apenas em 17 das 120 plantas de Waltheria indica mantido em vasos e protegidas com gaiolas para a manutenção dos casais do cecidomídeo, observou-se a formação de galhas.

O acompanhamento de oviposição dos insetos e mesmo a presença de ovos na região das nervuras das folhas foram constatadas inclusive em plantas onde não houve o desenvolvimento de cecídeas.

Tanto no campo como em laboratório as atividades de acasalamento e ovoposição ocorreram no período da tarde entre 14 e 18 horas. Mesmo no laboratório, grande número de machos dos arredores eram atraídos e tentavam penetrar através da malha da gaiola onde se encontravam os casais, sugerindo que a fêmea liberou feromônio de atração sexual.

A data da formação do casal e acondicionamento na planta foi considerada como inicial para o ciclo da F1, uma vez que se constatou a presença de ovos nas folhas já nesse dia. Em todos os casos, apenas um díptero se desenvolveu no interior de cada cecídea. Esse desenvolvimento ocorreu em média em $37,70 \pm 1,72$ dias.

Em 15 das 17 plantas com cecídeas, os adultos que emergiram de uma mesma planta eram de um único sexo.

Considerando-se os 52 adultos produzidos nas plantas de laboratório, obteve-se uma razão sexual de 1,4 fêmeas : 1 macho.

Tanto o número extremamente baixo de cecídeas por planta como de descendentes por fêmeas ($2,99 \pm 0,57$) obtidos em condições de laboratório, foram contrastantes com os dados obtidos a partir do acompanhamento de duas fêmeas do campo, encontradas desenvolvendo sobre uma mesma planta. Nessa planta no campo, que foi protegida contra a entrada de outros cecidomídeos, desenvolveram-se galhas correspondendo a 106,5 por fêmea. Mesmo que se consi-

dere a possibilidade de outras fêmeas terem anteriormente contribuído para a alta infestação nesta planta, seriam necessárias 71 fêmeas com média de ovos igual às de laboratório para explicar o número de galhas observado. Constatou-se também que em 100 plantas com galhas tomadas ao acaso havia, em média, $47,00 \pm 4,26$ galhas por planta.

Estes resultados sugerem que as observações de campo são mais confiáveis. Além disso indicam que as fêmeas devem utilizar diversas plantas para depositar os seus ovos.

A baixa capacidade reprodutiva observada nas fêmeas de laboratório pode ser decorrente de deficiências nutricionais da dieta oferecida aos adultos. É possível que elementos obtidos na natureza e não substituíveis pela solução de açúcar e água oferecida sejam essenciais para a sua reprodução. Pode ser ainda consequência de inadequação da planta hospedeira resultando em rejeição parcial e limitação do número de ovos depositados.

Não foi possível avaliar o impacto do cecidomídeo, uma vez que nenhuma planta chegou a florescer e a grande maioria, independentemente de apresentar ou não galhas, entrou em senescência, provavelmente em função da precariedade de condições de manutenção.

5.2.2.2.2. Anomis erosa

Fases imaturas de Anomis erosa foram encontradas em Sida glaziovii e S. cordifolia e foram alimentadas com Sida cordifolia em laboratório.

A biologia desse noctuídeo foi acompanhada inicialmente no campo. Parte da população foi destruída ou perdida por uma chuva de granizo em 22/02/84. Os 40 indivíduos restantes foram transportados para laboratório onde completaram o ciclo.

Ao contrário do que normalmente se observa em laboratório, o período de incubação, que ocorreu no campo, foi muito variável (Tabela 15), atingindo os extremos de dois e nove dias.

Tabela 15 - Duração em dias $\pm$ erro padrão das diferentes fases de desenvolvimento de *Anomis eros*. O número de indivíduos para o cálculo é apresentado como (n).

Sexo	Ovo	Larva	Adulto	Ciclo Total
Fêmeas	5,23 $\pm$ 0,36 (21)	29,33 $\pm$ 0,95 (21)	34,30 $\pm$ 3,70 (10)	83,30 $\pm$ 4,45 (10)
Machos	5,11 $\pm$ 0,57 (18)	30,28 $\pm$ 1,00 (18)	38,75 $\pm$ 4,02 (8)	87,25 $\pm$ 3,61 (8)
Total	5,21 $\pm$ 0,33 (39)	29,77 $\pm$ 0,69 (39)	36,28 $\pm$ 2,70 (18)	85,06 $\pm$ 2,90 (18)

A variação em desenvolvimento provavelmente se deve a dois fatores principais: 1) a maior variabilidade genética da população do campo e 2) a grande heterogeneidade de condições de microclima a que os ovos estariam submetidos em cada planta. Tanto o sombreamento da planta como a localização do ovo na planta, responderiam por variações em temperatura e umidade relativa que afetam diretamente a velocidade de desenvolvimento (Rockstein, 1974).

A duração da fase larval, por outro lado, foi menos variável (Tabela 15) provavelmente em função da mobilidade das larvas, possibilitando encontrar condições mais favoráveis para o desenvolvimento. Há ainda a considerar a transferência das larvas de últimos estádios para o laboratório, onde foram mantidas em condições mais homogêneas. Não houve diferença significativa em longevidade de machos e fêmeas (Tab. 15).

Um único indivíduo estava parasitado por Diptera Tachinidae, Pateloa similis. Este tachinídeo também parasita Spodoptera frugiperda (Noctuidae), o que é uma vantagem sob o ponto de vista de manejo, uma vez que a manutenção de populações de Anomis erosa representa a disponibilidade de hospedeiros alternativos de um parasito de uma das principais pragas dos milharais.

O número de desovas e de ovos por fêmea foi um outro aspecto variável encontrado para a espécie em laboratório. Uma fêmea acasalada não pôs ovos e as demais o fizeram em uma a cinco ocasiões. Os ovos foram colocados isoladamente em número de dois a 362 em cada ocasião, distribuídos sempre na face inferior da folha. A média do total de ovos e erro padrão por fêmea foi de 144,9±46,0.

Informações quantitativas a respeito da capacidade de desfolhamento e do impacto do inseto sobre o potencial reprodutivo de Sida cordifolia e S. glaziovii, suas hospedeiras no campo estudado, são básicos para a avaliação de A. erosa como reguladora de populações dessas invasoras.

Os dados aqui apresentados indicam um ciclo relativamente curto e um alto potencial reprodutivo e mostram que A. eros é alternativo de um dos inimigos naturais de S. frugiperda. Essas informações, embora positivas, representam apenas uma pequena parte do que é necessário conhecer para avaliar uma espécie candidata para o controle biológico de invasoras.

5.2.2.2.3. Anthonomus rubricosus

O Curculionidae Anthonomus rubricosus foi encontrado desenvolvendo-se em frutos e botões florais das três espécies de Sida comuns na área de estudo: S. cordifolia, S. glaziovii e S. rhombifolia.

No campo, observou-se que: 1- os ovos são colocados em botões florais; 2- As larvas se desenvolvem alimentando-se das sementes; 3- Durante a fase larval o inseto pode consumir mais de um fruto, migrando para outro da mesma inflorescência; 4- O fruto, do tipo cápsula, quando atacado, apresenta como característica interna, um orifício em forma de anel que geralmente tranapassa todas as sementes pelas suas regiões centrais; 5- Esse mesmo sinal de ataque pode ser produzido por larvas do microlepidóptero Crocidozema plebegiana; 6- A pupação ocorre no solo, a cerca de 5 centímetros de profundidade, no interior de uma urna de argila bastante resistente; 7- Os adultos se alimentam tanto de frutos verdes como de botões florais de Sida spp.

O fato dessa espécie atacar diretamente as sementes, podendo provocar danos tanto na fase jovem como na fase adulta,

fez com que se buscasse estudá-la em maior detalhe para avaliação do seu potencial como reguladora de espécies de Sida.

No entanto, frente às dificuldades de criação das fases imaturas em laboratório, apenas se avaliou as respostas dos adultos em testes de preferência alimentar e de sítios para oviposição.

A Tab. 16 demonstra que, embora os adultos se alimentem de frutos no campo e geralmente sejam encontrados sobre essas estruturas, há uma clara preferência por botões florais, que também representam o sítio de oviposição.

Botões florais de Gossypium hirsutum (algodão), Hibiscus esculentus (quiabo) e Malvaviscus arboreus (malvavisco) raramente apresentaram sinais de alimentação deixados pelo curculionídeo. Quando ocorriam, esses sinais estavam localizados nas sépalas.

Tabela 16 - Respostas de adultos de Antrenoma rubricosus a botões e frutos de diferentes espécies de plantas oferecidas como itens alimentares e sítios de ovoposição. Os valores representam porcentagem de ocorrência do comportamento em 12 repetições.

Espécies de Plantas	Botão			Fruto		
	Ovipôs	Comeu	Raspou	Ovipôs	Comeu	Raspou
<u>Sida cordifolia</u>	83,3	91,7	0	0	16,6	0
<u>Sida glaziovii</u>	16,6	100,0	0	8,3	16,6	0
<u>Sida rhombifolia</u>	8,3	75,0	8,3	0	0	0
<u>Malvaviscus</u> sp	0	0	25,0	0	0	0
<u>Gossypium hirsutum</u>	0	0	25,0	0	0	0
<u>Gossypium esculentus</u>	0	0	33,3	0	0	0

É possível que o inseto seja atraído para as plantas cultivadas utilizadas no teste de preferência alimentar mas que, após experimentar o recurso, raspando a sépala, não seja estimulado a prosseguir e abandone o item oferecido.

O reconhecimento da planta hospedeira por insetos ocorre após uma série de etapas, envolvendo estímulos e respostas em uma sequência determinada (Dethier, 1970). A presença de compostos químicos específicos geralmente representam indicadores da adequação ou inadequação da planta como recurso alimentar.

Embora todas as espécies analisadas sejam da mesma família, A. rubricosus mostra clara preferência, provavelmente baseada em estímulos químicos e ou físicos.

Mesmo dentro do gênero Sida, verifica-se que S. cordifolia é preferida para oviposição, mas não para alimentação dos adultos (Tab. 16).

Essa preferência pode estar associada a uma distinção a nível bioquímico.

A capacidade de distinção entre espécies hospedeiras para reprodução pode estar associado a uma maior probabilidade de sobrevivência de ovos colocados em S. cordifolia.

O tamanho do fruto pode ser também um fator importante.

Os frutos de S. cordifolia são maiores e provavelmente permitam o desenvolvimento completo da larva, não havendo, portanto, necessidade dessa migrar para outro fruto para completar o ciclo.

A exposição das larvas a um maior risco de predação durante a fase de migração pode representar uma pressão seletiva

importante para a escolha do sítio de oviposição em A. rubricosus.

De fato, a migração de larvas de A. rubricosus apenas foi observada em frutos de S. glaziovii, e em poucas ocasiões

Embora algumas espécies cultivadas tenham sido mencionadas como hospedeiras deste curculionídeo, é pouco provável que A. rubricosus se desenvolva em qualquer uma delas. Além de sua aparente especialização nas três espécies de Sida, A. rubricosus alimenta-se da semente de um fruto compacto, sem polpa, enquanto que as espécies de malváceas cultivadas produzem frutos com polpa, o que representa um habitat bastante anormal para o desenvolvimento da larva.

Os resultados dos testes aqui apresentados são indicadores da viabilidade da utilização de Anthonomus rubricosus em testes mais rigorosos, envolvendo as metodologias descritas por Zwolfffer & Harris (1971), Harris (1973) Winder (1976), Room 1980), Wapshere (1980, 1983 e 1985), Hokkanen & Pimentel (1984) e Goeden & Kok (1986) para avaliação do grau de especificidade. Igualmente importantes são estudos das respostas da espécie em simulação das condições de campo e sob condições naturais essas informações fornecem uma base realista a respeito da especificidade e do grau de segurança da utilização da espécie como reguladora de malváceas invasoras.

5.2.2.2.4. Polyspila polyspila

Este crisomelídeo foi encontrado uma única vez na área

de estudo em 1984. Nessa mesma época, também foi constatada na região de Jaú, São Paulo, populações dessa inseto em beiras de estrada e terrenos baldios, desfolhando intensamente Sida rhombifolia e Sida santaremnensis.

A ocorrência de P. polyaspila é mencionada para os estados de Minas Gerais e Rio Grande do Sul (Costa Lima, 1955).

A partir de larvas coletadas em Jaú e transportadas para Campinas, verificou-se parasitismo por uma espécie de Diptera tachinídeo ainda não identificada em cerca de 10% da amostra.

Experimentos de preferência alimentar, realizados com larvas e adultos mantidos em criação de laboratório, revelaram que, da lista de plantas mencionadas no quarto catálogo (Silva et al., 1977, 1978) como hospedeiras de Polyaspila polyaspila, ou seja, roseira, aboboreira, algodoeiro e guanxumas, apenas Sida rhombifolia e S. santaremnensis foram aceitas como alimento, após 24 horas de jejum.

Os adultos obtidos em laboratório foram utilizados para observação da capacidade de estabelecimento na área de estudo, uma vez que P. polyaspila é uma espécie rara na região de Campinas.

O monitoramento diário de 20 casais engaiolados em 20 plantas de S. rhombifolia no campo de milho revelou que os adultos se alimentaram, copularam e, ao final de 10 dias, 50% das plantas já abrigavam uma ou mais desovas de cor amarelo brilhante, depositadas na face inferior das folhas. Após cinco dias as 36 desovas do campo apresentaram um escurecimento, mas não eclodiram.

Transportadas para laboratório, todas essas desovas escuras produziram parasitos do gênero Erixestus (Hymenoptera, Pteromalidae)...

O parasitismo extremamente alto ajuda a explicar a raridade da espécie na região de Campinas, não representando papel importante na regulação populacional de Eida spp.

5.2.3. USO DE FITOPATÓGENOS E INSETOS NO CONTROLE DE INVASORAS NO BRASIL

Após a euforia do isolamento do fungo Helminthosporium sp., que infecta intensamente populações de Euphorbia heterophylla (Yorinori, 1985), pesquisadores vêm estudando mais profundamente este agente patogênico em busca de informações que possam melhor garantir a sua eficiência e segurança como agente de controle biológico (Yorinori, 1987). Mesmo a nível mundial, observa-se que, embora os fitopatógenos sejam amplamente estudados (Borges, 1981) como agentes potenciais de controle de invasoras, poucos são considerados como viáveis e seguros e aplicados em programas de manejo (Wilson, 1969; TeBeest, 1984; Wood et al., 1987). É o caso do fungo Puccinia chondrillina, utilizada na Austrália para controlar Chondrilla juncea (Compositae) (Hasan, 1972; Enge et al., 1981).

Nesse sentido, o uso de insetos para o controle de invasoras parece oferecer menor risco e vem sendo considerado como

seguro e promissor desde que os insetos sejam adequadamente avaliados quanto à especificidade.

A pequena proporção de projetos de controle biológico de invasoras envolvendo fitopatógenos em relação a insetos (Julien, 1982) é tanto uma decorrência do desconhecimento a respeito de agentes patogênicos como do problema de segurança acima mencionado. No Brasil, mesmo na área de controle biológico de invasoras através de insetos, apenas algumas espécies têm sido estudadas como alvo.

Levantamentos da fauna associada a Mimosa invisa (Leguminosae), Parthenium coromandelianum (Compositae), Eichhornia crassipes (Pontederiaceae) vêm sendo financiados por instituições australianas na América do Sul em busca de agentes de controle biológico a serem introduzidos na Austrália. Lantana camara constitui o objeto de um extenso estudo desenvolvido por Winder (1980), envolvendo a avaliação do papel de agentes biológicos, principalmente insetos, que atuam sobre a dinâmica da planta no Paraná.

A instalação de uma estação de quarentena pela EMBRAPA (Fontes, com. pessoal), aumenta as perspectivas de desenvolvimento de pesquisas na área de controle biológico clássico, permitindo a introdução de agentes reguladores exóticos.

No entanto, o conhecimento dos fitopatógenos e da fauna nativos associados a invasoras no Brasil é um passo que deve necessariamente anteceder a qualquer projeto de introdução de agentes de controle exóticos. É importante lembrar que a chance de sucesso de uma introdução está diretamente ligada ao conhecimento

da estrutura comunitária e do contexto de interações já estabelecidas em que o novo agente irá penetrar.

5.3. FAUNA DE ARTRÓPODOS ASSOCIADOS A COMUNIDADE DA CULTURA DE MILHO - ANÁLISE DAS AMOSTRAS COLETADAS POR VARREDURA

5.3.1. EFEITO DO TEMPO, PRESENÇA DE INVASORAS E APLICAÇÃO DE INSETICIDA

5.3.1.1. Riqueza e densidade de artrópodos.

A Fig. 29 mostra a variação do número de indivíduos e de espécies de artrópodos coletados em diferentes épocas, campos e tratamentos na cultura de milho.

Na primeira amostragem há uma grande variação em riqueza e densidade de insetos entre parcelas até T3, todos os campos sujos podem ser considerados como repetições, o mesmo sendo válido para campos limpos.

As tendências entre as curvas que representam parcelas submetidas à mesma prática cultural são muito semelhantes. Essa semelhança é evidenciada pelo paralelismo entre as curvas, mais claro para o período anterior ao da aplicação do inseticida. A menor inclinação das curvas de abundância para campos limpos (Fig. 29) sugere que a taxa de germinação e de crescimento das

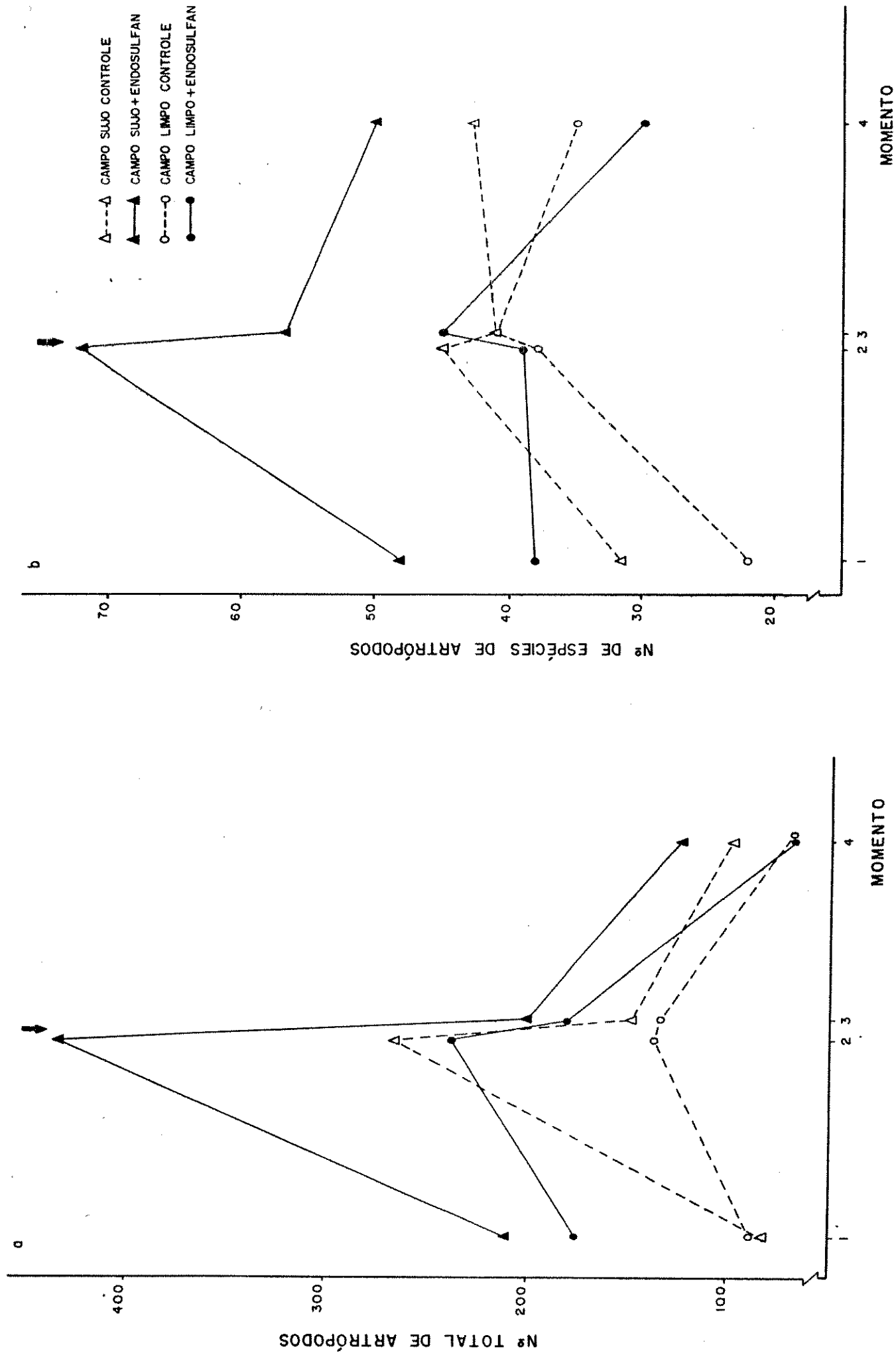


FIGURA 29: Variação do número de indivíduos (a) e espécies (b) de artrópodos em campo de milho em diferentes momentos do ciclo da cultura (1- 19/12/83, 2- 19/01/84, 3- 21/01/84, 4- 21/02/84) em área com invasores (), área capinada () e efeito da aplicação de inseticida.

populações nesta primeira fase, nestas áreas, é menor. Logo após a aplicação do inseticida porém, o número de indivíduos diminuiu de maneira mais acentuada nos campos sujos. Além disso, houve um aumento inesperado da riqueza nos campos limpos, enquanto que nos campos com invasoras observou-se uma redução do número de espécies.

As variações do número de indivíduos entre um dia antes e um dia após a aplicação de Endosulfan à dose de 175g/ha, provavelmente refletem também o efeito da chuva forte que caiu na região nesse período.

O aumento do número de espécies nos campos limpos é difícil de explicar. Embora utilizando um outro grupo de defensivo, Carbaryl, Suttman e Barrett (1979) obtiveram uma queda generalizada do número de indivíduos, inclusive nas testemunhas em campos de aveia.

Tanto neste caso, como no presente trabalho, é possível que a perturbação mecânica provocada por ocasião da aplicação de inseticida, e de água nos controles, provoque uma emigração acentuada dos insetos das parcelas.

Com a dispersão dos insetos, os campos limpos, que um dia antes eram os de menor riqueza, tenderiam a ganhar espécies das áreas mais ricas que, por sua vez tenderiam a perder espécies para os campos limpos. O aumento perceptível da similaridade entre os campos limpos e sujos depois da aplicação dos tratamentos corroboraram com essa idéia (Tab. 17).

No presente trabalho, de acordo com os resultados do teste de Kruskal Wallis (Zar, 1984) para mais de um fator (Tab.s 18 e 19), há diferença altamente significativa entre os

Tabela 17 - Similaridade de Morisita entre a fauna de artrópodos de campo de milho com invasoras (sujos), capinados (limpos), tratados e não tratados com Endosulfan.

	Antes		Depois		Limpo		Sujos		Controle Limpo		Controle Sujos		Limpo		Sujos		Depois	
	Limpo	Sujos	Limpo	Sujos	Limpo	Sujos	Limpo	Sujos	Antes	Depois	Antes	Depois	Antes	Depois	Antes	Depois	Antes	Depois
Limpo X Sujos	0,769		0,945		-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Antes X Depois da aplicação	-	-	0,806	0,778	0,638	0,883	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Tratamento X Controle	-	-	-	-	-	-	-	-	0,866	0,673	0,989	0,916	-	-	-	-	-	-

Tabela 18 - Teste de Kruskal Wallis (Zar, 1984) para o "ranking" de indivíduos artrópodos coletados em campos de milho limpos e sujos submetidos a diferentes tratamentos e em diferentes momentos (QM total para 31 GL = 87,9516).

Fonte de Variação	GL	SQ	F	H= $\frac{SQ}{QM}$	P>H
TEMPO	3	1368,4375	9,87	15,5590	0,005***
TRATAMENTO	1	78,7656	1,70	0,8956	0,500
CAMPO	1	236,5313	5,12	2,6893	0,250
T X TRAT	1	19,1406	0,41	0,2176	0,750
T X CAMPO	3	81,2813	0,59	0,9242	0,500
TRAT X CAMPO	1	6,8906	0,15	0,0783	0,900
T X TRAT X CAMPO	1	11,3906	0,25	0,1295	0,750

Tabela 19 - Teste de Kruskal Wallis (Zar, 1984) para o "ranking" de espécies artrópodos coletados em campos de milho limpos e sujos submetidos a diferentes tratamentos e em diferentes momentos (QM total para 31 GL = 87,4516).

Fonte de Variação	GL	SQ	F	H= $\frac{SQ}{QM}$	P>H
TEMPO	3	606,1875	3,62	6,9317	0,100
TRATAMENTO	1	126,5625	2,27	1,4472	0,250
CAMPO	1	621,2813	11,13	7,1043	0,010**
T X TRAT	1	3,0625	0,05	0,0350	0,900
T X CAMPO	3	100,9813	0,60	1,1524	0,900
TRAT X CAMPO	1	132,2500	2,37	1,5123	0,250
T X TRAT X CAMPO	1	4,0000	0,07	0,0457	0,900

"rankings" de número de indivíduos entre as diferentes datas, sendo que o maior número de insetos ocorre no T2 (Apêndice II). Campos com invasoras estão significativamente associados à maior riqueza em espécies (Tab. 19). Não houve diferença entre o número de indivíduos ou espécies nos campos tratados e não tratados com inseticida. Também não se verificou efeitos de interação dos diferentes fatores.

Risch *et al.* (1986) no entanto, revelaram que a aplicação de baixas dosagens de Carbaryl resultou em redução de artrópodos em uma pastagem abandonada do que em monocultura de milho. Um ambiente mais complexo estaria mais susceptível aos efeitos de baixas dosagens de defensivo do que monoculturas.

Esse resultado difere diametralmente do obtido por Suttman e Barrett (1979) quando aplicaram o mesmo inseticida, porém à concentração recomendada, em campos de aveia em situação de monocultura e de campo sujo.

No presente trabalho, a aplicação de Endosulfan não resultou em efeito diferencial sobre campos sujos e limpos.

Endosulfan difere de Carbaryl tanto em efeito e toxicidade como em grau de seletividade.

De maneira geral, é evidente que as comunidades de artrópodos de sistemas simplificados podem responder a estresses causados por aplicação de inseticida de maneira diferente das comunidades de sistemas mais complexos. Essas diferenças dependem tanto do tipo como da dosagem do defensivo aplicado.

Os conjuntos de indivíduos e espécies das diferentes ordens de artrópodos da comunidade variaram de maneiras diferentes durante o ciclo da cultura. Essas tendências parecem ocorrer

independentemente do campo e dos tratamentos (Fig. 30 e 31) e parecem estar relacionados com os hábitos alimentares da maioria das espécies que compõem cada grupo.

Nota-se, por exemplo, que os Hemiptera e Hymenoptera tendem a aumentar em frequência ao longo do ciclo, enquanto que os Homoptera tendem a diminuir. Os Diptera e Coleoptera apresentam um pico na fase intermediária do ciclo (Fig. 32, veja também Apêndice III).

Os Hemiptera, representados principalmente por sugadores de frutos e botões florais e muitos dos Hymenoptera dependem da fase de florescimento das plantas para obterem sua dieta complementar.

A maior abundância desses recursos e desses insetos ocorre a partir da fase intermediária do ciclo da cultura (veja seção 5.2.2.1), que representa o momento anterior ao da aplicação do inseticida.

Grande parte dos Diptera predominantes eram predadores ou detritívoros e, embora representem o grupo mais abundante desde o início, as suas populações proliferam à medida que as populações de presas como afídeos e outros fitófagos de pequeno porte passaram a ser mais abundante ainda na primeira fase do ciclo.

No caso de Coleoptera, a sua maior abundância no início do ciclo, acompanhando os Diptera, deve-se provavelmente ao fato da maioria das espécies encontradas alimentarem-se de folhas, que eram tenras e abundantes nessa fase do ciclo de vida.

As tendências das populações de Homoptera refletem basicamente o comportamento dos Cicadellidae que, talvez sejam severamente afetados pelo sombreamento (Saxena & Saxena, 1974) provo-

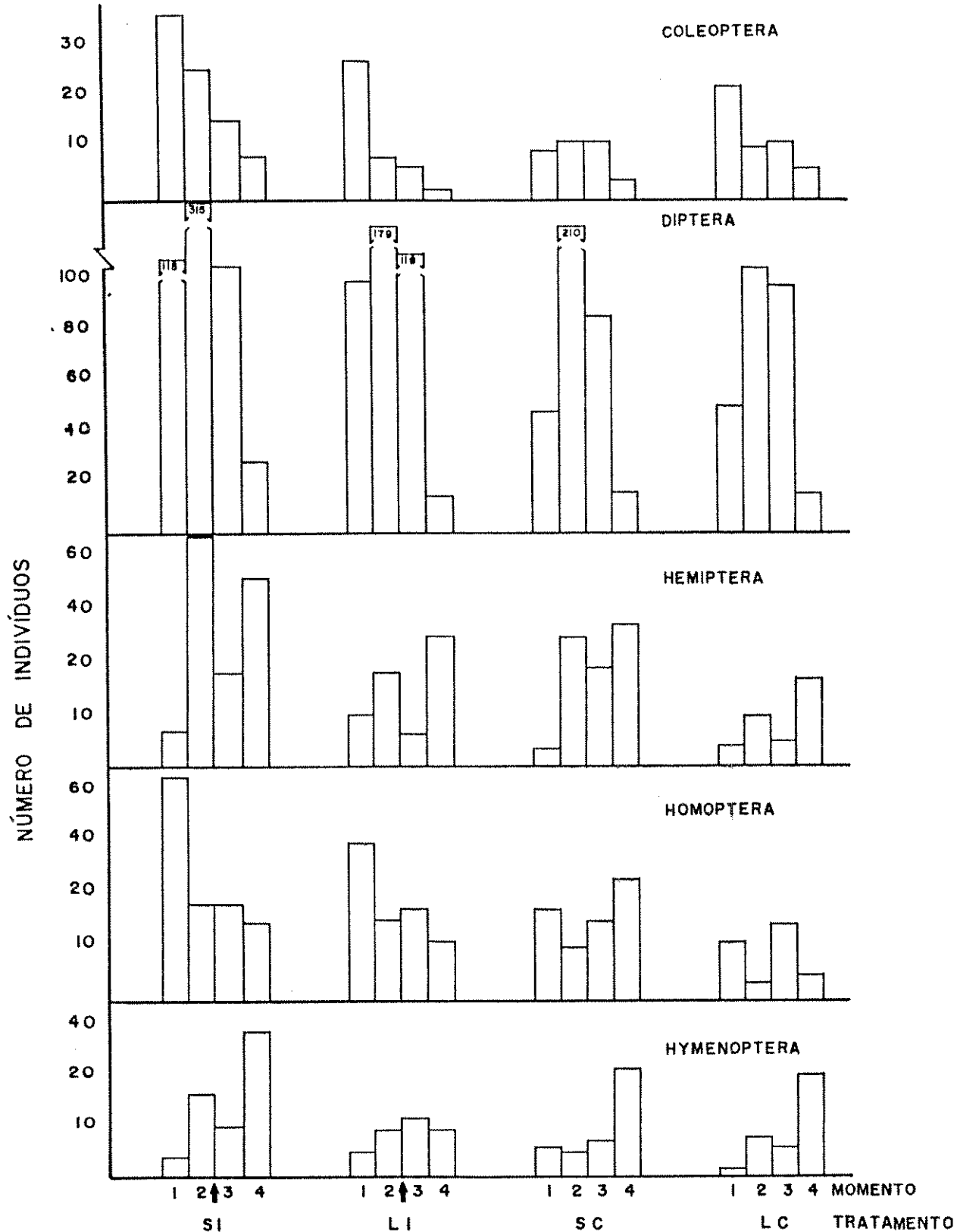


FIGURA 30: Distribuição dos indivíduos das principais ordens de insetos ao longo do ciclo do milho nos campos com invasoras (S), capinados (L) e nas áreas em que se aplicou inseticida após o momento T2 (I) e áreas controle (C). A seta indica o ponto em que foi aplicado o inseticida.

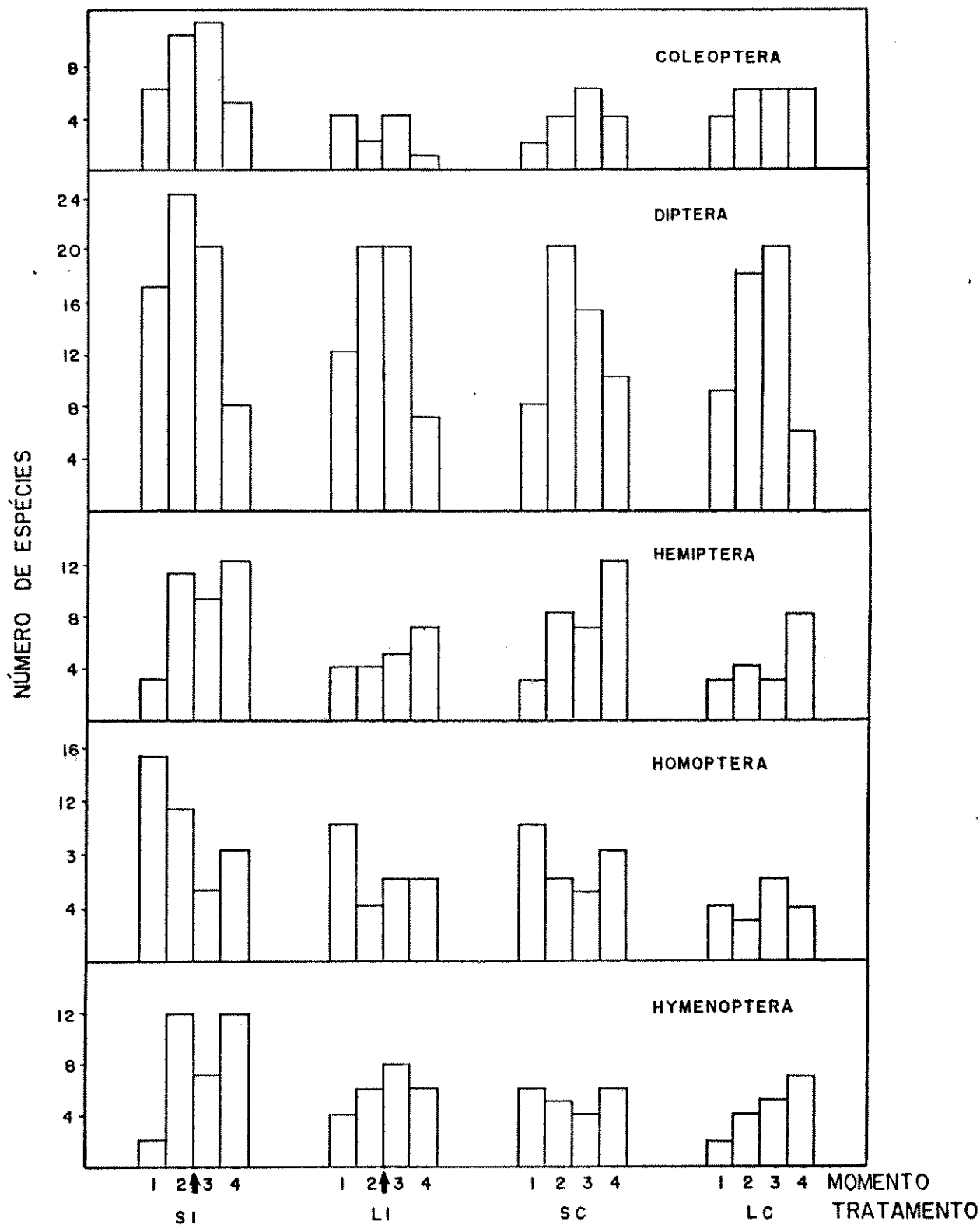


FIGURA 31: Distribuição do número de espécies das principais ordens de insetos ao longo do ciclo do milho nos campos com invasoras (S), capinados (L) e nas áreas em que se aplicou inseticida após o momento T2 (I) e áreas controle (C). A seta indica o ponto em que foi aplicado o inseticida.

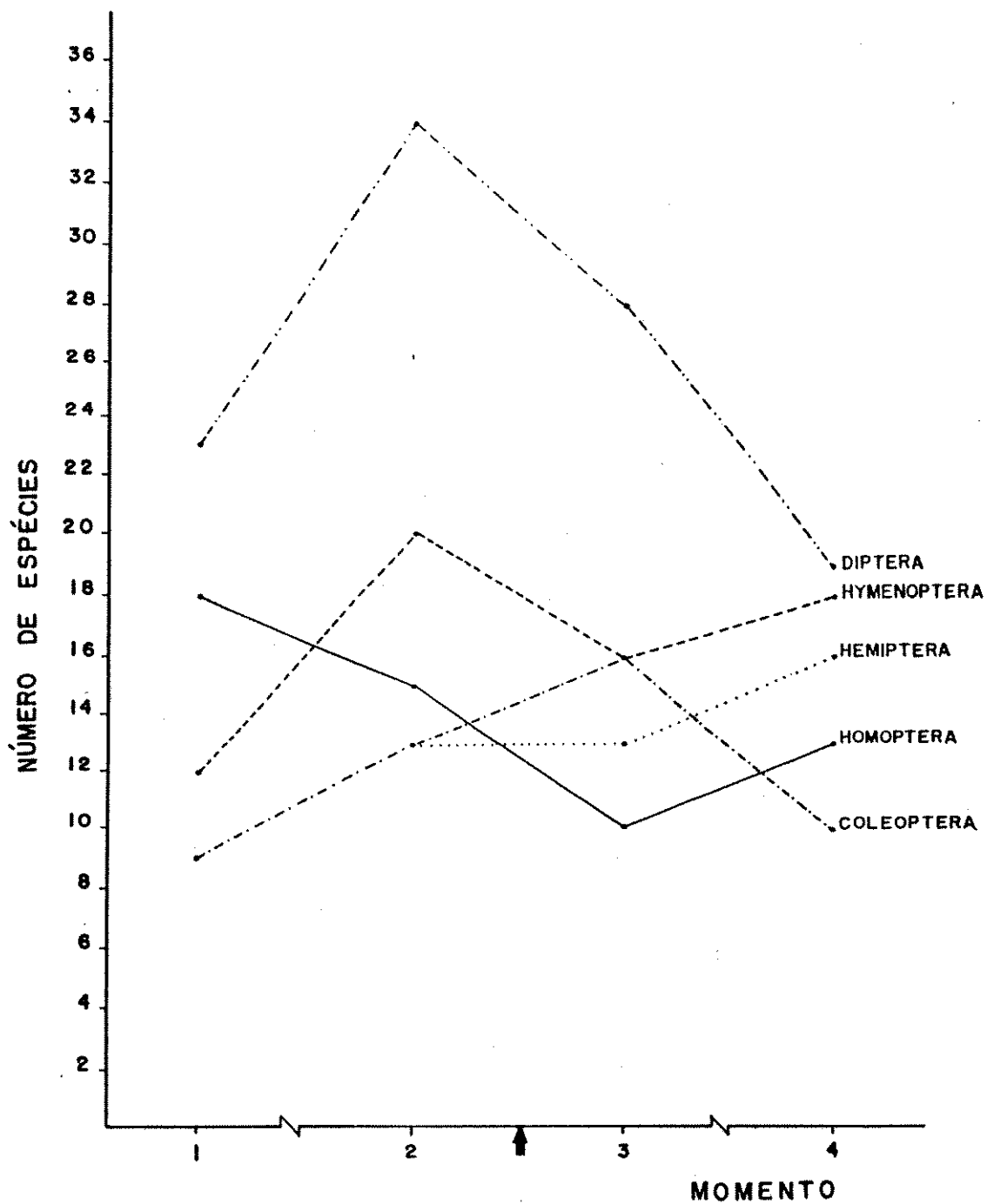


FIGURA 32: Variação do número total de espécies das principais ordens de insetos ao longo do ciclo do milho. Momento 1 - 19/02/83, 2 - 19/01/84, 3 - 21/01/84, 4 - 21/02/84.

cadocado pelo milho e pelas invasoras, gerando um padrão bastante distinto dos observados para as outras ordens nas Figs 30 e 31.

Estas mesmas ordens de insetos são mencionados por Suttman e Barrett (1979) entre as mais comuns em campos de aveia, sendo marcante a contribuição dos Diptera para a comunidade. Em termos de riqueza e número de indivíduos, os Diptera muitas vezes representam a maior parcela dos artrópodos da comunidade. Os resultados de Janzen (1968 e 1973a,b), Janzen e Shoener (1968) Allan et al. (1973) e Janzen et al. (1976) e os do presente trabalho reforçam essa idéia

Para a guilda de insetos predadores associados a Brassica, Root (1973) observou que 22 entre as 50 espécies eram Diptera.

Infelizmente Risch (1979), que trabalhou com comunidade de artrópodos de milharais, não considerou os dipteros e seus dados apresentam somente uma comparabilidade parcial com os do presente trabalho.

Aqui, das 165 morfoespécies de insetos, 51 eram diptera, representados por 23 famílias. Esta foi também a ordem que contribuiu com maior número de indivíduos (Tab. 20) representando 48,4% dos artrópodos coletados. As demais ordens predominantes coincidem com as apresentadas por Risch (1979) para culturas de milho e milho consorciado com batata doce na Costa Rica.

Quando se exclui os diptera observa-se que a contribuição relativa dos Hymenoptera representa cerca de 35% das espécies, valor semelhante ao encontrado por Risch (1979).

Tabela 20 - Distribuição de indivíduos (IND) e espécies (ESP) de Artrópodos coletados em amostras de varredura em campos de milho com e sem invasoras (SUJO, LIMPO), tratados e não tratados com Endosulfan.

ORDEM	SUJO				LIMPO				TOTAL	
	Controle		Inseticida		Controle		Inseticida		TOTAL	
	IND	ESP	IND	ESP	IND	ESP	IND	ESP	IND	ESP
Coleoptera	35	10	84	17	49	14	42	8	210	22
Diptera	359	29	562	32	264	33	409	32	1594	51
Hemiptera	74	17	106	16	36	11	59	10	275	19
Homoptera	65	17	93	21	33	8	72	15	263	24
Hymenoptera	40	17	60	21	37	12	35	22	96	41
demais ordens*	31	5	70	7	12	7	48	5	161	8
Total	604	95	975	114	431	85	665	92	2675	165

*demais ordens = Dermaptera, Lepidoptera, Neuroptera, Orthoptera, Thysanoptera e Araneida.

Os campos sujos abrigaram cerca de 44% mais indivíduos e apresentaram uma riqueza de artrópodos 18% maior do que os campos limpos (Tabela 20). Essa tendência também é observada para os dados de monocultura de milho em comparação com a dicultura milho-batata doce (Risch, 1979).

Uma vez que a condição de monocultura, assim como a de campos limpos representam uma complexidade estrutural relativamente baixa e de diversidade de recursos, pode-se dizer que uma maior riqueza e densidade de artrópodos observada no presente trabalho ocorre associada á maior complexidade em agrossistemas.

A maior complexidade estrutural tende a favorecer desproporcionalmente algumas categorias de insetos. Em campos de feijão com invasores, Altieri *et al.* (1977, 1978) observaram maior quantidade de Hemiptera predadores do que em campos limpos. Por outro lado, a população da cigarrinha *Empoasca kraemer* tende a ser drasticamente reduzida em função da repelência provocada

pela presença da gramínea Eleusine indica. Tem-se, portanto, que essas respostas estão associadas não apenas a elementos da estrutura física e diversidade biológica de recursos. Cada espécie de planta potencialmente representa também um componente da organização química do sistema presente também na atmosfera, sob a forma de odores repelentes e atraentes que se misturam. Esse sistema complexo quando envolve diversas espécies de plantas, pode estar relativamente mais protegido contra herbívoros através da "Resistência de Associação" (sentido Tahvanainen & Root, 1972).

No presente trabalho, os valores de similaridade, calculados como índice de Morisita (Tabela 17) demonstram que há uma grande semelhança entre as comunidades de artrópodos presentes nos diferentes campos e em diferentes momentos.

As maiores diferenças em similaridade são observadas para campos limpos antes e depois da aplicação de água e tratados e não tratados com inseticida. Esses resultados, assim como os obtidos por Suttman e Barrett (1979), sugerem que os campos com menor complexidade são mais susceptíveis a modificação da composição e densidade de indivíduos da fauna de artrópodos quando submetidos a perturbações.

A idéia de que ambientes com maior diversidade de espécies são mais estáveis e resistentes à perturbação é defendida e fundamentada por diversos compêndios clássicos, mas vem sendo questionada quanto à sua generalização (Tahvanainen & Root, 1972; May, 1972; Van Emden & Williams, 1974; McDonald, 1978; McNaughton (1978); Altieri & Letourneau, 1982; Altieri, 1983; Brown & Ewel, 1987).

Um aspecto curioso é a diferença da relação de similaridade entre campos limpos e sujos do presente trabalho, índice de Sørensen = 0,71, e o obtido por Risch (1979) para a condição de monocultura de milho e dicultura milho-batata doce, com índice de Sørensen = 0,33.

No milharal de Campinas, cerca de 70% das espécies foram comuns aos dois tipos de campos, limpos e sujos, no entanto, a grande maioria delas não representam espécies associadas exclusivamente a milho (veja Apêndice V - tabela de spp dos insetos). No caso da dicultura milho-batata doce, o papel de especialistas de batata doce e de novas espécies generalistas atraídas para o ambiente de condição mais complexa deve ser mais pronunciado.

Não é intenção, neste trabalho, discutir as limitações do método de varredura amplamente debatido por Southwood (1978) e utilizado aqui para amostrar a comunidade de artrópodos do agroecossistema. Houve uma padronização que permite a comparabilidade dos tratamentos.

A análise comparativa das respostas dos grupos de insetos pertencentes aos diferentes níveis tróficos pode revelar padrões que reflitam os efeitos da complexidade estrutural e do tratamento com inseticidas sobre a estrutura comunitária.

5.3.1.2. Níveis tróficos

O efeito do inseticida Endosulfan se manifestou de maneira mais clara sobre as populações de herbívoros, reduzindo

suas densidades de maneira significativa (Fig.s 33 e 34). A nível de espécie, porém, embora uma redução seja sugerida pela Fig. 34, não chega a ser estatisticamente significativa (Tab. 21 - lns x cont). Essas reduções ocorrem tanto em campos sujos como em campos limpos. No entanto, para as áreas onde se aplicou inseticida, a redução foi sensivelmente maior entre os campos limpos (veja apêndice VI).

Entre os campos testemunha, onde se aplicou água, a probabilidade mais próxima dos limites de significância (Tab. 21 - antes x depois) está relacionada com uma redução mais acentuada dos herbívoros nas áreas com invasoras.

Quanto aos inimigos naturais, após a aplicação, os campos tratados passaram a apresentar um número maior de espécies do que a testemunha (Fig. 34). Essa diferença, porém, não chega a ser significativa (Tab. 21) pelos critérios de Bonferroni (Neter & Wasserman, 1974) adotados para comparações múltiplas.

Em relação ao número de indivíduos de parasitos e predadores, a redução observada entre diferentes tratamentos em campos sujos não pode ser atribuída à aplicação de inseticida mas sim, como foi discutido anteriormente, à diáspora de indivíduos provocada pelas atividades de aplicação de água e de defensivo. Nesse sentido, a resposta mais típica observada para os herbívoros, com redução significativa de indivíduos e espécies nos campos tratados (Fig.s 33 e 34), sugere uma sensibilidade maior destes insetos ao defensivo utilizado e um comportamento mais sedentário das espécies herbívoras associadas à cultura e suas invasoras quando comparadas com seus predadores e parasitos.

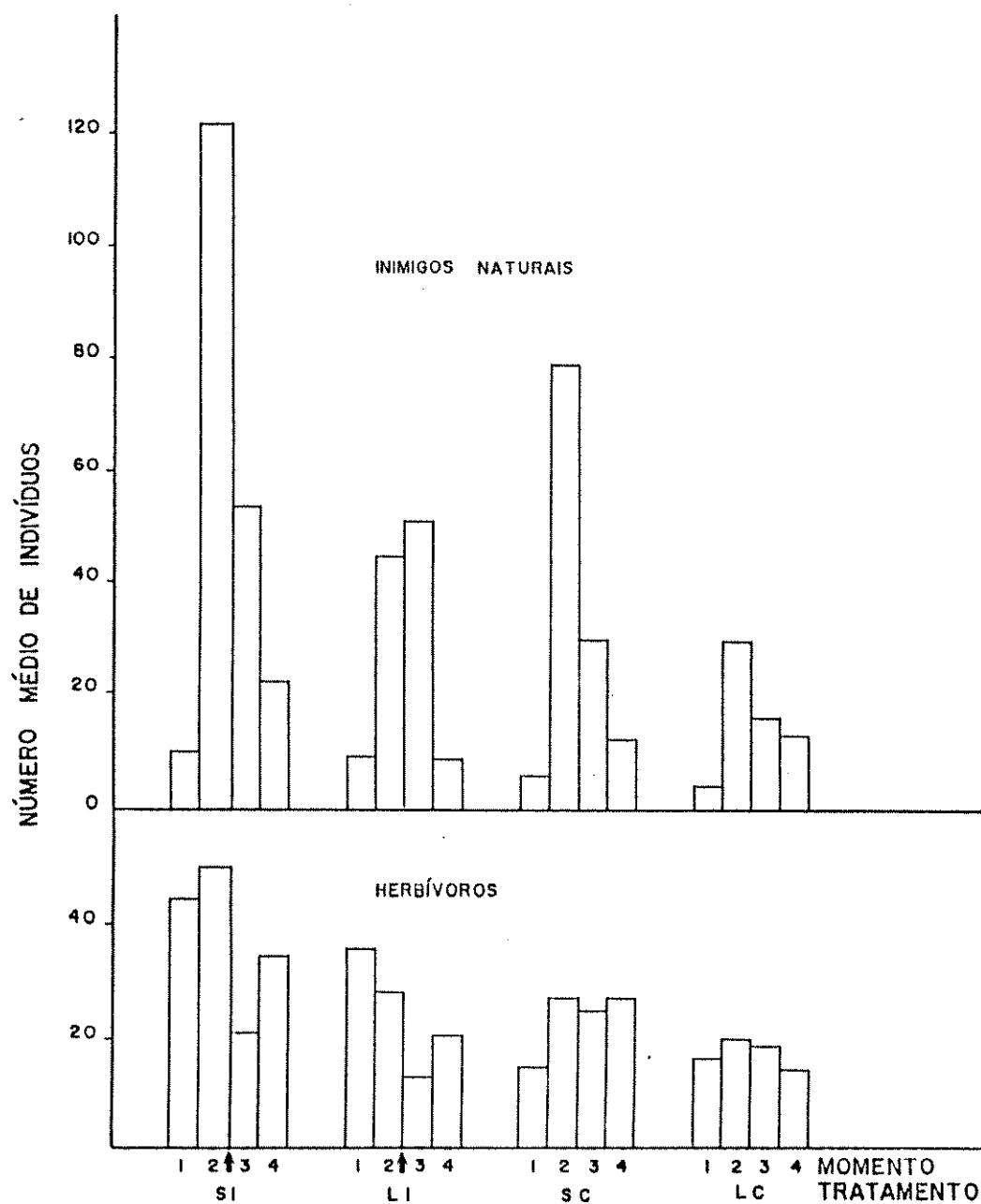


FIGURA 33: Variação do número de indivíduos herbívoros e de inimigos naturais (predadores + parasitos) ao longo do ciclo do milho, sob diferentes condições de campo e tratamento: sujo com inseticida (SI), limpo com inseticida (LI), sujo controle (SC) e limpo controle (LC). As setas indicam o ponto em que foi aplicada o inseticida.

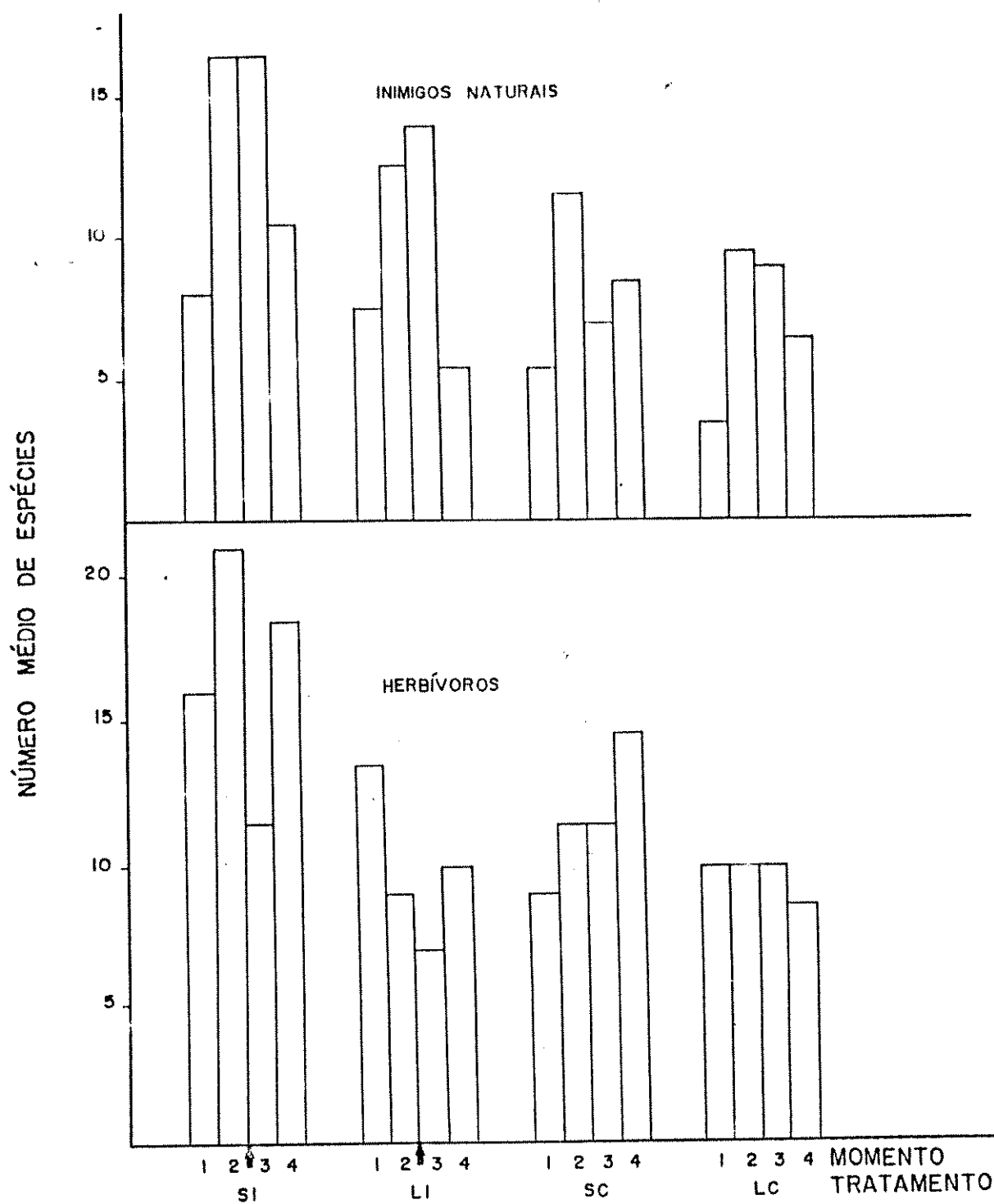


FIGURA 34: Variação do número de espécies herbívoras e de inimigos naturais ao longo do ciclo do milho, sob diferentes condições de campo e tratamento: sujo com inseticida (SI), limpo com inseticida (LI), sujo controle (SC) e limpo controle (LC). As setas indicam o ponto em que foi aplicado o inseticida.

TABELA 21 - Valores de probabilidade obtidos para Qui-quadrado em análise de contrastes entre cam-
pos, antes e depois da aplicação de defensivo, e entre tratamentos para níveis tróficos e para a
razão carnívoros/herbívoros (C/H). Carnívoros = Predadores + parasitos.

Grupo Analisado	Sujo X Limpo										Antes X Depois										Inseticida X Controle		
	Inseticida					Controle					Inseticida					Controle					Inseticida		
	T1	T2	T3	T4	T1	T2	T3	T4	T1-4	T2	T3	S+L	S	L	S+L	S	L	S+L	S	L	T2	T3	
I I																							
N IHerbívoros	0,8681	0,8842	0,0987	0,4551	0,9142	0,1164	0,2757	0,0950	0,5492	0,1164	0,0643	0,0527	0,6616	0,0255	0,1141	0,0051	0,7720	0,5820	0,5820	0,5820	0,0003		
O I																							
I ICarnívoros	0,6875	0,0001	0,5480	0,1418	0,3681	0,0001	0,0024	0,0820	0,0007	0,0001	0,0729	0,0172	0,4476	0,0001	0,0001	0,0001	0,0001	0,0001	0,0001	0,2537	0,0001		
V I																							
I IPredadores	0,7562	0,0001	0,7667	0,9791	0,2048	0,0001	0,0011	0,2046	0,0008	0,0001	0,0324	0,1115	0,2956	0,0024	0,0001	0,0001	0,0001	0,0001	0,0001	0,1695	0,0001		
O I																							
U IParasitos	0,7978	0,3446	0,4801	0,0068	0,9892	0,5090	0,5730	0,3315	0,5852	0,5050	0,3668	0,0395	0,4388	0,0416	0,7610	0,8939	0,6346	0,3823	0,3823	0,0274			
O I																							
S IRazão C/H	0,6882	0,0391	0,1394	0,2149	0,4535	0,0002	0,2696	0,0584	0,2026	0,0002	0,8588	0,0134	0,9622	0,0019	0,0004	0,0004	0,0852	0,8442	0,8442	0,0001			
.....																							
I																							
E IHerbívoros	0,7538	0,1140	0,4711	0,7354	0,5166	0,5086	0,7215	0,1979	0,1089	0,5086	0,4614	0,0727	0,0661	0,4362	0,7934	0,5207	0,8137	0,9734	0,9734	0,0583			
S I																							
P ICarnívoros	0,5980	0,2653	0,4955	0,7582	0,9818	0,3368	0,3033	0,9697	0,3737	0,3368	0,2269	0,2021	0,2187	0,5124	0,2514	0,2101	0,6694	0,6698	0,6698	0,0047			
É I																							
C IPredadores	0,8695	0,0762	0,8602	0,5111	0,3906	0,1139	0,2945	0,9877	0,2705	0,1139	0,3899	0,2402	0,0678	0,9423	0,3374	0,3213	0,6787	0,7820	0,7820	0,0667			
I I																							
E IParasitos	0,4926	0,3333	0,4061	0,1324	0,4411	0,2809	0,9553	0,9663	0,8891	0,2809	0,4699	0,7910	0,4303	0,3246	0,6055	0,5054	0,9526	0,1752	0,1752	0,0432			
S I																							
IRazão C/H	0,8126	0,1409	0,4349	0,9460	0,7529	0,3735	0,4049	0,5786	0,1971	0,3735	0,2537	0,0927	0,0922	0,4180	0,3900	0,2692	0,9057	0,8119	0,8119	0,0090			

Valores gritados atingem o limite para significância de acordo com o critério de Buonferroni (Neter & Wasserman, 1974) p = 0,00263 para 19 contrastes.

Em função da resposta diferencial dos herbívoros e inimigos naturais, observa-se que a razão Carnívoros/Herbívoros (C/H) passa a diferir significativamente entre campos tratados e não tratados a partir da 3a. amostragem. Nas áreas com inseticida, a razão C/H aumenta, enquanto que nas testemunhas diminui, independentemente da complexidade estrutural do campo (Tab. 21, Apêndice VII).

Um mês após a aplicação é clara a recuperação dos herbívoros, enquanto que, entre os inimigos naturais, observa-se uma redução e talvez uma resposta retardada à redução de preças e hospedeiros (Fig. 33 e 34). Um padrão semelhante foi observado por Barrett (1968) e Suttman & Barrett (1979).

Nessa época, nos campos sujos, uma riqueza relativamente alta de inimigos naturais era ainda mantida devido ao aumento em densidade dos parasitos (Fig. 33 e 34, Apêndice VI).

Os parasitos representaram em média 10% dos indivíduos e 24% das espécies carnívoras coletadas ao longo do ciclo da cultura. Na fase final, porém, nos campos sujos, correspondiam a 32% dos indivíduos e 33% das espécies carnívoras. A maior abundância de parasitos e predadores em campos sujos, quando comparados com áreas limpas, também foi observada por Dempster (1969) em culturas de repolho e Allan *et al* (1975) em campos abandonados de alfafa quando comparados com campos limpos das mesmas culturas.

Em contraste, Risch (1979), encontrou os parasitos representando mais de 70% dos indivíduos e 68% das espécies carnívoras, tanto em condições de mono como de policultura de milho e batata doce, provavelmente em decorrência da não inclusão dos Diptera nas suas análises.

A possível relação entre o efeito do inseticida Endosulfan sobre a comunidade de artrópodos e o aumento de complexidade estrutural fornecida pela presença das invasoras não fica clara pelos resultados obtidos. A migração dos insetos entre campos e a baixa toxicidade do produto utilizado, provavelmente dificultaram a detecção de qualquer padrão eventualmente produzido.

É evidente, porém, o efeito seletivo do Endosulfan sobre os herbívoros, tanto na monocultura de milho como na situação de maior complexidade estrutural nos campos com invasoras.

5.3.1.3. Espécies predominantes

As espécies numericamente predominantes foram, pela ordem, Chamaemyidae sp1, Lauxaniidae sp1, Lauxaniidae sp2, Chrysomellidae sp2 e Cicadellidae sp3 (Tab. 22). Entretanto, duas outras espécies, Miridae sp3 e Cicadellidae sp4, substituíram Chamaemyidae sp1 e Chrysomellidae sp2 no grupo das 5 espécies com maior frequência. Em ambos os casos tomou-se como limite a frequência mínima em 50% das amostras para considerar a espécie como predominante.

Entre as sete espécies mais numerosas e mais frequentes, quatro eram herbívoras, uma predadora e duas com outros hábitos.

Tabela 22 - Total de indivíduos coletados nas amostras para as espécies numericamente predominantes (a) e com maiores frequências de ocorrência (b). Dados para as diferentes épocas de amostragem e frequência de ocorrência para o conjunto das amostras (%). Herbívoro = H, Predador = P, Outro = O.

Espécie	H/P/O	Ocorrência nas Amostras				Número de Indivíduos			
		19/12/83	19/1/84	21/1/84	21/2/84	19/12/83	19/1/84	21/1/84	21/2/84
Chamaemyidae sp1 (a)	P	53,13	1	339	82	0			
Lauxaniidae sp1 (ab)	O	81,25	153	159	80	6			
Lauxaniidae sp2 (ab)	O	81,25	74	16	1	3			
Chrysomelidae sp2 (a)	H	50,00	73	6	2	4			
Cicadellidae sp3 (ab)	H	65,63	31	5	36	9			
Miridae sp3 (b)	H	65,63	2	38	8	19			
Cicadellidae sp4 (b)	H	68,75	15	13	9	13			

TABELA 23 Valores de Probabilidade obtidos para Qui-Quadrado em análise de contrastes entre campos, antes e depois da aplicação de defensivo, e entre tratamentos para as 5 espécies predominantes e para o conjunto dos herbívoros predominantes.

Grupo Analisado	Sujo X Limpo										Antes X Depois					Inseticida X Controle		
	Inseticida					Inseticida + Controle					Inseticida					Controle		
	T1	T2	T3	T1	T2	T3	T1-4	T2	T3	T3	S+L	S	L	S+L	S	L	T2	T3
Chrysomelidae sp1	0,7696	0,1141	0,3700	0,0270	0,3185	0,3597	0,0986	0,7124	0,2094	0,8271	0,8022	0,9513	0,3989	0,6868	0,1753	0,3228	0,8238	
Chamaemyiidae sp1	0,3459	0,0001	0,1259	0,9919	0,0040	0,0001	0,0001	0,0001	0,0121	0,0244	0,0001	0,1286	0,0001	0,0017	0,0001	0,0085	0,1225	
Lauxaniidae sp1	0,1023	0,0001	0,1830	0,1422	0,2376	0,0001	0,0006	0,0001	0,0001	0,0004	0,4166	0,0002	0,4494	0,1660	0,0938	0,0014	0,3083	
Lauxaniidae sp2	0,5905	0,4836	0,0275	0,0926	0,1295	0,2662	0,5570	0,0950	0,0342	0,0031	0,2170	0,0070	0,0035	0,0170	0,0567	0,0582	0,0324	
Cicadellidae sp3	0,0757	0,1141	0,9798	0,6079	0,2241	0,9988	0,7863	0,0559	0,9892	0,0001	0,0121	0,0041	0,0001	0,0049	0,0021	0,8872	0,3223	
Herbívoros Predominantes	0,2083	0,0250	0,8030	0,0256	0,7516	0,8301	0,3025	0,4973	0,7491	0,0004	0,0269	0,0043	0,0005	0,0053	0,0308	0,3575	0,2142	

Limite para significância de acordo com o critério de Buonferroni (Neter & Wasserman, 1974) $p = 0,0029$ para 19 contrastes.

Comparando-se os resultados das análises de contrastes da Tab. 23 com os dados da Tab. 22 constata-se que as diferenças encontradas para o nível trófico dos herbívoros não conferem com as encontradas para cada espécie predominante do nível trófico correspondente, representado por *Chrysomelidae* sp2 e *Dicadellidae* sp3.

Quanto aos carnívoros, apenas uma espécie de *Chamaemyidae* compõe o elenco de espécies predominantes, mas a sua resposta é mais semelhante às obtidas para o conjunto de predadores. Mesmo assim, generalizações a partir de respostas das espécies predominantes podem não representar as tendências reais da comunidade e comprometer as previsões elaboradas a partir desses dados parciais.

Provavelmente os diferentes padrões de abundância observados entre as espécies de herbívoros predominantes refletem tendências divergentes entre o conjunto de espécies desse nível trófico. Por outro lado, a maior sensibilidade dos inimigos naturais a qualquer tipo de agente perturbador poderia levar a uma resposta comum entre as espécies predominantes e o conjunto de carnívoros.

O aumento em abundância do predador *Forficulidae* sp1, após a aplicação do defensivo leva a crer que, mesmo entre os inimigos naturais, não é possível generalizar com confiança.

As variações das demais 160 espécies da comunidade amostrada, em conjunto, é que respondem pelo padrão observado na Tab. 22. A localização de espécies chaves na determinação desse padrão não se relaciona necessariamente com predominância numérica.

Essas respostas reforçam a importância das espécies menos conspícuas na comunidade, mas que, a nível de subelutemas ou de comunidades componentes (sentido Root, 1979) podem desempenhar papéis relevantes na estrutura trófica e no grau de estabilidade do sistema.

5.4. PRODUTIVIDADE DA CULTURA DE MILHO

A Tab.24 apresenta os valores de produtividade total como função do peso e número de espigas de milho por parcela nas diferentes condições de campo e tratamento a que a cultura foi submetida. A análise de variância demonstrou que, tanto o peso total das espigas como o seu número não variaram significativamente entre campos com e sem invasoras e entre tratamentos com e sem inseticida.

5.4.1. CAMPOS SUJOS x CAMPOS LIMPOS

O fato dos campos limpos, em que se procedeu uma capina 20 dias após a germinação do milho, ter produzido o mesmo rendimento obtido nos campos com invasoras, revela que, em algumas situações, esse procedimento que normalmente se adota uma vez durante o ciclo dessa cultura, pode não resultar necessariamente em aumento significativo da produtividade.

Tabela 24 - Produtividade em tonelada e espigas por hectare em campos de milho com invasoras (S) submetidos a uma capina (L), tratados com aplicação de inseticida (I) e mantidos como controle (C).

Parâmetros de		Combinações de campos e tratamentos			
Área		SI	LI	SC	LC
Produtividade					
Peso total de espigas	A	4,213 a	2,658 a	3,148 a	3,197 a
	B	3,628 a	4,261 a	3,771 a	4,250 a
	Média	3,920 a	3,460 a	3,460 a	3,723 a
Número total de espigas	A	20264552 b	12919786 b	15462678 b	15540118 b
	B	18075728 b	20360252 b	18520634 b	19342004 b
	Média	19170140 b	16640019 b	16991656 b	17441061 b

Números seguidos de mesma letra não diferem estatisticamente.
pelo teste de Tu-key

Observando-se os dados da Tab. 24 tem-se que, embora não significativamente diferentes em termos estatísticos, os campos sujos foram 1,2 vezes mais produtivos do que os campos limpos, tanto em tonelagem como em número de espigas produzidas. De acordo com esses dados, mesmo em áreas onde se obtinha uma densidade média de invasoras de 32 plantas por metro quadrado (Tab. 12) o efeito detrimental dessas plantas sobre a cultura não se manifestou em termos de produtividade. Essa densidade, porém, é bem inferior à encontrada por Blanco (1976) para os campos em que constatou perda de produção.

Staniforth (1961) constatou que a produtividade do milho em campos capinados e não capinados eram equivalentes quando os nutrientes do solo não eram limitantes. Resultado semelhante foi obtido por Smith & Allcock (1985) para duas espécies de pastagens Lolium perene e Trifolium repens quando cultivados em condições de dicultura e quando formavam pastos mais diversificados com outras herbáceas.

Se o impacto das invasoras sobre a produtividade for decorrência, pelo menos em parte, da competição por nutrientes, pode-se dizer que, no presente trabalho, a adubação de cobertura com nitrocálcio a 104,2 kg/ha pode ter sido suficiente para permitir a coexistência da cultura e das invasoras sem que possíveis interações negativas se manifestassem sobre a produtividade da primeira.

Esses resultados, porém, não coadunam com os obtidos por Blanco et al. (1978) para situações comparáveis em que obtiveram, em uma área com adubação de cobertura com nitrogênio a 20

kg/ha, uma diferença de cerca de 45% entre a produtividade das áreas com invasoras e áreas onde foi feito o controle do mato até 45 dias após a germinação do milho. Estes autores argumentam que a adubação não seria, portanto, capaz de provocar um efeito de compensação que neutralizasse o impacto da competição exercida pelas invasoras sobre as plantas cultivadas. Vengria *et al.* (1955) em Massachusetts, chegaram à mesma conclusão a partir de dados de 20 anos de acompanhamento da produtividade da cultura de milho em áreas com e sem ervas daninhas tratadas com diferentes dosagens de fertilizantes.

A necessidade de remoção das invasoras, mantendo a cultura limpa durante um período denominado crítico, é apontada por diversos pesquisadores como prática indispensável para se evitar a redução da produtividade por competição.

Snaydon (1980) menciona diversos estudos, entre os quais o de Chancellor & Peters (1974) que têm buscado definir os períodos críticos de cultura particularmente susceptíveis à competição com invasoras. Conclui que, para algumas espécies, há um período crítico bem demarcado, mas que para outras é muito difícil defini-lo.

De acordo com Unamma *et al.* (1985) o período crítico para o milho é de 28 dias, ocorrendo uma perda de até 81% caso as invasoras não sejam removidas nesse tempo. Para a região de Campinas, Blanco *et al.* (1978) concluíram que o período crítico é de 45 dias. É possível, no entanto, que o período crítico, no caso de Unamma *et al.* (1985) esteja por volta de 45 dias, uma vez que as suas conclusões baseiam-se em dados tomados a intervalos bas-

tante amplos para os experimentos de remoção, tendo obtido redução significativa da produtividade quando a limpeza do campo foi feita 56 dias após a germinação do milho ou mais tarde.

A base de todas essas observações que buscam definir um período crítico é que a intensidade de dano, quando este ocorre, está diretamente relacionada com interações bióticas durante o ciclo de vida das espécies cultivadas e invasoras.

Há evidências de que durante o desenvolvimento das plantas cultivadas e das ervas daninhas ocorrem mudanças ontogenéticas dos respectivos nichos, uma vez que requisitos importantes, tais como exigências nutricionais, variam durante estas fases. Putwain & Harper (1970) discutiram as diferentes condições necessárias para permitir o crescimento da plântula e da planta adulta de várias espécies numa mesma área.

O fato de indivíduos da mesma espécie invasora, em idades diferentes em relação à idade da planta cultivada, contribuírem em diferentes graus para o efeito detrimental sobre a cultura é analisado por Mortimer *et al.* (1980) e Mortimer (1984). Neste caso, os indivíduos com idade mais próxima à da planta cultivada tendem a provocar maior impacto sobre a produtividade.

Os trabalhos que advogam a necessidade de eliminação das invasoras, com base na redução da produtividade, via de regra não apresentam informações a respeito das relações etárias entre as plantas da cultura e as da comunidade de ervas daninhas; no entanto, é provável que culturas e invasoras tenham germinado concomitantemente. De acordo com as idéias a respeito de mudanças ontogenéticas do nicho (Parrish & Bazzaz, 1976, 1985)

seria perfeitamente possível de se obter resultados completamente distintos, em termos de produtividade, devido aos diferentes graus de competição entre cultura e invasora, de acordo com suas respectivas idades. Heywood & Levin (1986) mencionam que o tamanho e a proximidade constituem os principais fatores que determinam o grau de competição que uma espécie de planta impinge à outra.

Os efeitos das invasoras podem, no entanto, ser distorcidos pela variação em densidade da cultura. Hume (1985) analisa este aspecto e sugere a utilização de regressões múltiplas como um método para melhor avaliar efeitos de competição em estudos agronômicos, através da análise das relações da planta cultivada com as diferentes invasoras. Assim, a defasagem na germinação, principalmente das espécies do gênero Sida pode ajudar a explicar as discrepâncias entre os resultados obtidos no presente trabalho e os encontrados por Blanco et al. (1978) para a mesma cultura na mesma região.

Além desse deslocamento em estrutura etária e tamanho entre as populações de invasoras e a da espécie cultivada, há ainda a considerar as grandes diferenças entre o sistema radicular fasciculado do milho, característico para gramíneas com suas raízes esparsas e próximas à superfície e as raízes pivotantes de Sida. Um indivíduo de S. glaziovii, com 9 centímetros de altura e 7 folhas apresentou uma raiz com 76 centímetros de comprimento, orientada verticalmente no solo.

Essas diferenças morfológicas permitiriam às espécies de Sida e de Zea mays explorar horizontes diferentes do solo, reduzindo a chance de competição por nutrientes minerais.

Em áreas onde as invasoras mais comuns da cultura são outras gramíneas, como parece ser o caso estudado por Blanco et al. (1978) haveria maior probabilidade de que ocorresse competição devido à sobreposição de nichos quanto a estrato do solo utilizado para exploração de água e nutrientes. Por outro lado, caso as gramíneas invasoras germinassem tardiamente, o impacto da competição em uma fase em que o milho já estivesse com seu sistema radicular expandido poderia não se refletir sobre a produtividade.

Há ainda a considerar a grande diferença entre as densidades de invasoras do presente trabalho e as citadas por Blanco et al. (1974, 1978).

Embora as idéias a respeito de nichos ontogenéticos canalizem a discussão para competição na relação cultura-invasora, interações positivas poderão ocorrer para a espécie cultivada em decorrência da maior complexidade do habitat quando se mantém o campo sujo. A presença de populações de espécies invasoras, cujos indivíduos se distribuam em estruturas etárias tais que representem um baixo potencial competitivo para a espécie cultivada, ou que apresentem adaptações morfológicas distintas que reduzam a possibilidade de competição, pode favorecer a produtividade da cultura por permitir a manutenção da população de espécies de inimigos naturais de pragas, através do fornecimento de recursos alimentares como néctar, pólen e abrigo, além de presas e hospedeiros alternativos.

Dempster (1969) observou que uma proporção muito maior de populações de Pieris rapae, em culturas de repolho, era parasitada quando a área não era submetida ao controle de invasoras.

As condições de micro-habitats formados por maior densidade de plantas pode ter um efeito importante na redução da incidência de algumas espécies pragas de culturas (Cromartie, 1981; Risch, 1981, 1983). As vezes a redução do espaçamento entre os indivíduos da cultura pode reduzir a densidade de pragas. Kogan (1981) menciona que Heliothis zea, por exemplo, é muito mais atraída para ovipor em campos onde o espaçamento entre as linhas da cultura é maior.

A partir de dados experimentais obtidos por diversos autores para diferentes culturas, Kareiva (1983) demonstrou que, à medida que se eleva a densidade populacional da espécie de planta hospedeira, a densidade dos fitófagos por planta tende a declinar, embora o número total por área geralmente aumente.

Assim, a redução do espaçamento das plantas cultivadas, até um limite adequado e a manutenção de populações invasoras na área vem sendo discutida por Price & Waldbauer (1975); Altieri & Witcomb (1979); Snaydon (1980); Ahmed & Hoque (1981); Bleasdale (1982); Mortimer (1984); Altieri & Schmidt (1985); Cousens (1985 b), como estratégia através da qual é possível manter as vantagens da maior complexidade do habitat biótico e abiótico formado por uma espécie dominante, no caso a cultivada, e as espécies invasoras com baixas densidades populacionais. Com isso, é possível favorecer os inimigos naturais de maneira desproporcional em relação aos herbívoros especialistas e pode-se obter aumento de produtividade.

A tabela do Apêndice VII mostra que a razão inimigos naturais herbívoros, no presente trabalho, foi em média 1,26 para

campos com invasoras e 0,87 para campos sem invasoras nas áreas onde não se aplicou inseticida. Observa-se que, para o número de espécies, a média dessa razão foi maior para os campos limpos do que para os campos sujos, 0,93 e 0,73 respectivamente. Este fato pode estar diretamente relacionado com a tendência à redução da diversidade de espécies de fitófagos nos campos limpos devido ao maior monopólio do recurso por alguns especialistas (Risch et al., 1986).

Embora 1984 não tenha sido propício às principais pragas dos milharais, a presença de espécies invasoras na área cultivada, permitindo a manutenção de adultos de parasitos e de predadores que poderiam responder mais prontamente a um aumento populacional de fitófagos associados à cultura, pode ter contribuído para a semelhança da produtividade entre campos limpos e sujos.

Dessa forma, semelhança em produtividade pode não ser decorrência apenas da ausência de competição por nutrientes entre milho e ervas daninhas ou às diferenças morfológicas entre o sistema radicular da planta cultivada e o das espécies invasoras predominantes; ou ainda às variações ontogenéticas dos nichos das espécies invasoras e cultivada. A produtividade final da cultura é também decorrência das suas relações com espécies de outros níveis tróficos, basicamente os insetos fitófagos e seus inimigos naturais.

Os aspectos positivos da relação entre invasoras e cultura, compreendidos quando se analisa as interações tróficas do complexo espécie cultivada - invasoras - fauna associada vêm sen-

do apontados e discutidos por Pimentel (1961a); Van Emden (1962); DeBach (1964); Van dem Bosch & Hagen (1966); Dempster (1969); Southwood & Way (1970); Price & Waldbauer (1975), Price (1976); Altieri (1983) e outros que propõem a busca de formas alternativas de manejo de invasoras dentro de uma concepção mais abrangente de sistema agrícola e produtividade.

5.4.2. CAMPOS COM INSETICIDA x CAMPOS SEM INSETICIDA

No caso de aplicação de inseticida também não se constatou qualquer efeito significativo de aumento da produtividade em função dessa prática, embora as parcelas mais produtivas tenham sido pulverizadas com Endosulfam (Tab. 24). Também não é possível sugerir, com base nas análises estatísticas, qualquer efeito de interação entre presença de invasora e efeito inseticida sobre a produtividade.

Uma das hipóteses levantadas durante o presente trabalho foi que plantas invasoras no campo resultam em um efeito de tamponamento, reduzindo o impacto de inseticidas sobre a fauna de artrópodos. Entretanto, os dados não permitem inferência a esse respeito, uma vez que, os campos limpos quando comparados com os sujos tiveram uma redução significativamente maior de indivíduos e espécies independentemente da aplicação de inseticida, tanto nas áreas testemunhas como nas áreas tratadas.

Risch *et al.* (1986) obtiveram uma maior redução de insetos em uma pastagem abandonada do que em uma monocultura de milho contígua, em resposta à aplicação de Carbaryl. Esse tipo de resultado se contrapõe à hipótese de tamponamento. Entretanto, um pasto abandonado, em que certamente a fauna é distinta da encontrada em monocultura, reduz a comparabilidade dos resultados de Risch *et al.* com os obtidos no presente trabalho.

Por outro lado, indivíduos de *Lantana camara* que cresciam em condições de campo sujo mostraram menor produtividade de frutos quando tratados com inseticida (Winder, 1980). Isto sugere que, se esse efeito de tamponamento realmente ocorrer, ele parece favorecer mais os fitófagos do que os inimigos naturais quando o inseticida não é seletivo.

Um fator que parece ter interferido de maneira inesperada nos resultados é a chuva muito forte no dia anterior ao da aplicação de Endosulfam, que está associada a redução da população de artrópodos de todas as parcelas estudadas.

Embora o ano de 1984 tenha-se caracterizado por índices pluviométricos relativamente baixos em comparação com 1983 (Fig. 9), a ocorrência de chuvas fortes nesse ano pode ter desfavorecido as principais pragas da cultura do milho. No caso particular de *Spodoptera frugiperda*, que se aloja no capulho do milho, tenho constatado em outros anos, uma elevada taxa de mortalidade nas populações devido à inundação do microhabitat da larva em época chuvosa.

Os levantamentos periódicos da fauna associada aos campos pulverizados e não pulverizados não acusaram a ocorrência das

espécies pragas mais comuns aos milharais, reforçando a idéia de um baixo grau de infestação de milho na região nesse ano.

Soma-se ainda o fato do inseticida utilizado apresentar baixa toxicidade para os inimigos naturais e, portanto, os efeitos da sua aplicação sobre a produtividade, como anteriormente discutido, restringiram-se exclusivamente ao resultado do seu impacto sobre as populações de fitófagos pragas que, no caso, já se mantinham baixas no campo devido a fatores físicos ou mesmo devido à atuação de parasitos e predadores.

Assim sendo, é compreensível que não se tenha obtido qualquer ganho em produtividade com a aplicação de um inseticida em uma área em que a população de pragas já se encontrava em baixa densidade.

6. CONCLUSÕES E PERSPECTIVAS PARA O MANEJO INTEGRADO DE INVASORAS EM CAMPO DE MILHO

6.1. CONCLUSÕES

1. O tamanho do banco de sementes encontrada para cultura de milho em Campinas foi, em média, de 2325 sementes/m², considerando-se 17cm de profundidade; este valor é cerca de 3 a 10 vezes menor do que os mencionados para campos cultivados em outras regiões tropicais de terra firme e temperadas.
2. O tamanho relativamente pequeno do banco de sementes em solos tropicais deve estar associado aos efeitos da prática de aração sobre a quebra de dormência, juntamente com as condições propícias no solo para fitopatógenos e predadores de sementes.
3. A grande maioria das sementes de espécies invasoras germinou prontamente quando em condições favoráveis, ocorrendo germinações esporádicas ao longo de um ano e dois meses de observação em laboratório.

4. As sementes tenderam a apresentar uma distribuição agrupada no solo, tanto vertical como horizontalmente.
5. *Ageratum conyzoides* foi a espécie numericamente dominante no banco de sementes, mas não representou a espécie predominante na flora de 1983 ou 1984.
6. Há maior semelhança entre as floras de anos consecutivos entre si, do que entre cada uma delas e o banco de sementes.
7. Das espécies que compuseram as floras de 1983 e 1984, 41,5% estavam representadas no banco de sementes.
8. Das espécies do banco de sementes do campo de milho, 70% ocorreram entre as 37 espécies amostradas na flora de 1983 e 91% entre as 47 espécies da flora de 1984.
9. Modificações a nível de composição, densidade e mesmo dominância numérica das espécies não foram previsíveis, considerando-se apenas a densidade atual da espécie e sua contribuição para o banco de sementes e para a geração seguinte.

10. Há necessidade de informações mais completas sobre a biologia e a dinâmica das espécies invasoras, taxas de mortalidade e de recrutamento de sementes do Banco, efeitos de fatores bióticos sobre a população da flora e do Banco de Sementes para que se possa elaborar modelos de previsões de infestação por invasoras.
11. Em 1983, entre as 27 espécies de dicotiledôneas que representavam a flora de invasoras havia 11 famílias e 22 gêneros; em 1984, as 37 Dicotiledôneas representavam 13 famílias e 29 gêneros.
12. As monocotiledôneas mantiveram-se constantes em termos de riqueza nos dois anos, com 10 espécies distribuídas em 3 gêneros e 3 famílias.
13. A densidade máxima de invasoras foi observada no início do ciclo da cultura, sugerindo uma taxa elevada de mortalidade de jovens.
14. A menor densidade de invasoras em 1984, 29 plantas/m² comparada com 81,1 plantas/m² em 1983, está associada com a redução da densidade da espécie *Sida glaziovii*, dominante numérica em 1983, e ao maior vigor dos indivíduos de *Sida rhombifolia* e

Sida cordifolia. É interessante verificar a possibilidade de interações alelopáticas entre essas espécies e também com o milho.

15. As espécies invasoras do campo de milho tenderam a apresentar um comportamento individualista; não foi evidenciado qualquer padrão de agrupamento ou dispersão das espécies ou parcelas pela Análise de Aglomerados e de Componentes Principais, que indicasse associações regulares de espécies ou heterogeneidade do habitat além das nítidas diferenças entre anos.
16. A diversidade de espécies invasoras em 1984 foi maior do que a observada em 1983. Esse aumento da diversidade está associado com a redução da dominância por Sida glaucoflora.
17. Nem sempre as perturbações frequentes tendem a eliminar as espécies lenhosas; plantas com elevada capacidade de regeneração e recuperação como as espécies de Sida podem persistir no ambiente.
18. As espécies invasoras com elevada capacidade de recuperação no habitat conferem à comunidade resiliência e uma certa estabilidade de composição.

19. Durante o período de cultivo do milho, 75,7% das espécies invasoras frutificaram em 1983 e 66% em 1984; entre as 9 espécies que não frutificaram em 1983, 4 não ocorreram no ano seguinte.
20. O período de florescimento e frutificação de invasoras variou entre as espécies mas, a nível de comunidade, o pico de florescimento das espécies ocorreu 75 dias após o plantio da cultura em 1983 e 120 dias após o plantio em 1984.
21. Em 1984 houve um maior período de disponibilidade de flores e frutos de invasoras no agroecossistema do que em 1983.
22. As variações de frequência das espécies de insetos que se alimentam em órgãos reprodutivos das plantas invasoras estão diretamente associadas com a fenologia, aumentando quando há maior disponibilidade de recursos como flores e frutos.
23. As taxas de crescimento das populações de artrópodos na fase inicial e intermediária do ciclo são maiores no campo com invasoras (sujeito) do que nos campos limpos.

24. Campos com invasoras abrigaram 44% mais indivíduos e foram significativamente mais ricos em espécies de artrópodos do que campos limpos.
25. Ao longo do ciclo da cultura os Hemiptera e Hymenoptera tenderam a aumentar em densidade enquanto que os Homoptera tenderam a diminuir.
26. Os Diptera foram os artrópodos mais comuns, representando 48,4% da fauna total amostrada na cultura de milho; entre as 165 espécies encontradas para os insetos, 51 eram dípteras, abrangendo 23 famílias.
27. Há indícios de que chuvas fortes podem provocar redução generalizada da densidade de artrópodos, independentemente do grau de complexidade estrutural do sistema.
28. Perturbações mecânicas provocadas pela aplicação de água ou de defensivo podem resultar em dispersão dos indivíduos, fazendo com que áreas ricas em espécies, com maior complexidade estrutural, atuem como doadoras de espécies e áreas pobres em insetos, sem invasoras, como receptoras, quando há proximidade entre campos.

29. A aplicação de Endosulfan à concentração de 175g/ha não resultou em efeito diferencial sobre campos sujos e limpos, mas reduziu significativamente a densidade de herbívoros nos campos tratados, independentemente da presença de invasoras. A redução do número de espécies herbívoras não chegou a ser significativa.
30. As variações do número de indivíduos e espécies de inimigos naturais não podem ser atribuídas aos efeitos do inseticida, mas sim à dispersão aleatória dos indivíduos entre as áreas dos diferentes tratamentos.
31. A resposta mais típica obtida para herbívoros, com redução significativa de indivíduos nos campos tratados, sugere uma susceptibilidade maior dos indivíduos deste nível trófico ao inseticida utilizado, e/ou de um comportamento mais sedentário das espécies herbívoras quando comparadas com seus inimigos naturais.
32. O efeito seletivo do defensivo sobre as populações herbívoras resultou em aumento significativo da razão carnívoros/herbívoros nos campos tratados com Endosulfan.

33. Um mês após a aplicação de Endosulfan, a riqueza e a densidade de herbívoros encontravam-se praticamente recuperadas, enquanto que entre os inimigos naturais observou-se uma redução em espécies e número de indivíduos de forma generalizada, independentemente do tratamento, sugerindo um efeito retardado.
34. Houve uma tendência para maior riqueza e menor densidade de herbívoros em campos com invasoras quando comparados com campos limpos.
35. O maior número de espécies de artrópodos foi encontrado quando maior número de plantas se encontravam em flor, evidenciando uma estreita relação entre riqueza de insetos e a fenologia da flora invasora.
36. A nível da comunidade de invasoras, as relações individuais entre a fenologia de cada espécie de planta e a sua fauna associada devem resultar em maior riqueza de artrópodos no agroecossistema no período em que se combinam as condições de maior susceptibilidade das plantas, conspicuidade e complexidade estrutural do conjunto de espécies que formam a comunidade de invasoras.

37. A condição de maior favorabilidade para a entrada de insetos no agroecossistema milho-invasora está associado com o período de pré-antese e de florescimento das plantas da comunidade de invasoras.
38. A possível relação entre o efeito do inseticida Endosulfan sobre a comunidade de artrópodos e a complexidade estrutural dada pela diversidade da flora não fica clara pelos resultados obtidos; a migração dos insetos entre os campos e a baixa toxicidade do defensivo dificultam a detecção de padrões nesse sentido.
39. O efeito seletivo do Endosulfan sobre os herbívoros foi evidenciado tanto nas áreas que representavam a condição de monocultura de milho como para o sistema mais complexo milho-invasoras.
40. Os padrões encontrados para os herbívoros como um grupo, não conferem com as tendências observadas para as espécies numericamente predominantes deste nível trófico. Generalizações a partir de respostas de espécies de insetos numericamente predominantes podem não representar as tendências reais da comunidade e comprometer previsões e extrapolações.

41. A produtividade da cultura de milho, medida em peso e número de espigas por área, não variou significativamente entre os campos com e sem invasoras ou entre tratamentos com e sem inseticida.
42. Nas amostras de artrópodos coletadas por varredura não foram encontradas espécies fitófagas consideradas pragas da cultura de milho em quaisquer épocas, campo ou tratamento.
43. O possível efeito competitivo das invasoras sobre o milho deve ter sido minimizado por diferenças em idade e disposição dos sistemas radiculares da espécie cultivada e das espécies invasoras predominantes.
44. O vírus do mosaico, que ataca as diversas espécies de Sida e as micoses causadas por fungos do gênero Albugo (em Ipomoea acuminata), Puccinia (em Borreria alata) e Coletotrichum (em Sida cordifolia) foram os fitopatógenos mais comuns nas invasoras das culturas de milho.
45. O curculionídeo Anthonomus rubricollis e o noctuídeo Anomis erosa representam espécies que devem ser estudadas em maior detalhe como agentes potenciais para regulação da população de invasoras do gênero Sida.

46. O potencial de Polyspila polyspila, como agente de controle biológico de Sida não deve ser descartado para regiões onde o seu parasito não ocorra.

6.2. PERSPECTIVAS PARA O MANEJO INTEGRADO DE INVASORAS EM CAMPO DE MILHO

Embora o controle de invasoras seja considerado como essencial para a manutenção da produtividade em agroecossistemas, dois aspectos básicos desse controle devem ser discutidos: O grau de controle necessário e a maneira de fazê-lo adequadamente.

Ambas as questões constituem pontos polêmicos basicamente em função da escassez de informações sobre o saldo ou débito real e não apenas o efeito econômico imediato da interação cultura-invasora.

A avaliação do papel das ervas daninhas na redução da taxa de erosão, um dos principais problemas em solos da América tropical, é raramente considerado. No caso da cultura de milho, mesmo quando se enfoca apenas o aspecto econômico, os efeitos destrutivos da comunidade invasora na cultura podem não ultrapassar o nível econômico de dano. Os dados do presente trabalho e os de Blanco et al. (1974) demonstram esse fato.

Nem sempre, porém, a relação entre os benefícios mais imediatos advindos da presença de ervas daninhas compensam os da-

nos causados à cultura e é imprescindível, portanto, que se reconheçam as variáveis que participam do balanço dano-benefício para se atuar de maneira correta.

O estudo, por um período mais prolongado, sobre a relação entre a composição do banco de sementes, a dinâmica das plântulas e a flora de invasoras resultante, representa a possibilidade de se conhecer os fatores que atuam sobre as diferentes espécies e de se prever infestações através da elaboração de modelos. Ficou claro, porém, pelo presente trabalho, que a análise do banco de sementes, isoladamente, não é suficiente para elaborar previsões exatas.

É indispensável o conhecimento a respeito das dinâmicas populacionais das principais espécies invasoras, com informações a respeito de seu potencial reprodutivo e elaboração de tabelas de vida.

Um modelo de previsão de infestação adequado deverá, portanto, considerar as dinâmicas de ambas as floras invasoras: a da superfície e a do solo. É importante lembrar que, na dinâmica de populações, os aspectos interativos como predação e competição, além das amplitudes de tolerância para as condições físicas e químicas do meio, representam as bases determinadoras das taxas de crescimento populacional das espécies invasoras.

No entanto, não é apenas a previsão de quais espécies invasoras e em que densidades ocorrerão na cultura que interessa ao manejo de pragas. Na análise final, é o impacto da presença dessas invasoras sobre a produtividade da cultura que orienta o grau de controle e como fazê-lo. Nesse sentido, invasoras não

podem ser encaradas isoladamente, mas sim como parte de um sistema a ser manejado.

Há evidências, por exemplo, de que a manutenção de algumas espécies invasoras no campo pode proteger a cultura contra o ataque de insetos pragas (Altieri & Letourneau, 1982).

Guevara (1964, apud Altieri et al., 1977) menciona que a presença de invasoras em cultura de milho está associada à regulação de Spodoptera frugiperda, uma das principais pragas dessa cultura.

São ainda inúmeros os trabalhos que demonstram que a diversidade dos agroecossistemas tende a reduzir os problemas de insetos pragas (Perrin & Phillips, 1978; Rish et al., 1983; Powell et al., 1985; Sheehan, 1986).

Na cultura de milho estudada no presente trabalho foi evidenciado que a manutenção da flora invasora não resultou em efeito detrimental sobre a cultura quando comparado com áreas limpas. A baixa densidade das invasoras em 1984 deve estar diretamente relacionada com esses resultados. Além disso, a predominância de dicotiledôneas em uma cultura de monocotiledônea com hábito bastante distinto deve ter permitido a coexistência de dois tipos de espécies sem que efeitos negativos perceptíveis se manifestassem em termos de produtividade da cultura.

Nos trabalhos de Blanco et al. (1973, 1978), em que foi detectada uma grande redução da produtividade do milho por competição com invasoras, as espécies predominantes eram gramíneas e ciperáceas, correspondendo a mais de 50% dos indivíduos da flora. A densidade elevada, além do grau de semelhança de hábito, fiao-

logia e morfologia entre a espécie cultivada e as demais gramíneas invasoras certamente está associada a índices elevados de competição.

Assim, os nichos das espécies invasoras predominantes e o nicho da espécie cultivada quanto a tolerâncias ao ambiente físico, químico e biológico, e avaliação da capacidade de competição devem ser analisados para que se possa ter uma idéia dos efeitos diretos da interação cultura-invasora.

As tendências resultantes dessas interações são dependentes tanto da densidade da espécie cultivada como das invasoras.

As relações entre banco de sementes e flora invasora, dinâmicas das espécies da flora, suas relações ecológicas com a espécie cultivada e participação na manutenção de inimigos naturais, ou ainda seu papel como repelente de insetos pragas da cultura deverão ser conhecidos.

O aspecto positivo da presença de invasoras no agroecossistema poderá ser obtida por eliminação seletiva das espécies agressivas e manutenção de espécies que apresentem características adequadas ao sistema a ser instalado.

A espécie invasora *Croton glangulosa*, por exemplo, abriga grande quantidade de parasitos e predadores de insetos devido aos seus nectários extra-florais (Paleari, 1987). Se comprovada a sua utilidade, esta espécie poderá ser mantida nas áreas de cultura em que ocorre naturalmente.

A presença de outras espécies cultivadas na área, aumentando a diversidade e densidade de plantas, pode resultar em redução da infestação por invasoras e aumento da produtividade. O

cultivo do milho e feijão consorciados resulta em uma produtividade por área maior do que a soma das produtividades individuais (Altieri *et al.*, 1983).

A prática da cultura mista pode, portanto, representar uma forma de cultivo altamente eficiente (Triplett & Lytle, 1972; Windle & Franz, 1979) pois, além de controlar as invasoras, propicia uma diversificação no ambiente que beneficia inimigos naturais e protege o solo contra erosão. Essa técnica mantém ainda um maior equilíbrio de nutrientes no solo.

Por outro lado, o cultivo em sistema de monocultura em largas extensões, que se instalou de maneira mais alarmante na última década no Brasil, dificulta a implementação de propostas de manejo integrado no agroecossistema, uma vez que essa situação tende a favorecer muito mais as pragas em relação aos seus inimigos naturais. Esta situação é mais crítica em áreas onde não se adota o sistema de rotação de culturas.

O eixo principal do Manejo Integrado de Pragas deve ser o Controle Biológico Natural que ocorre espontaneamente nos sistemas. As demais tecnologias e práticas devem ser totalmente compatíveis com este eixo, por exemplo, o próprio Controle Biológico, práticas culturais, melhoramento genético da espécie cultivada, uso de defensivos químicos, atraentes e repelentes sintéticos, associados a armadilhas para insetos pragas, manutenção de espécies importantes como fontes de recursos para inimigos naturais de insetos pragas e, finalmente, a aplicação de modelos elaborados para prever infestações de insetos e plantas.

Portanto, o manejo de invasoras do milharal não deve ser encarado isoladamente, mas sim como parte de um programa de Manejo Integrado do Agroecossistema de milho; avaliando-se as perdas e ganhos reais, de acordo com a composição e densidade da flora de ervas daninhas de cada sistema e manipulando-a no sentido de reduzir a um mínimo os seus efeitos negativos, sem no entanto perder as vantagens advindas das suas propriedades individuais, da maior complexidade estrutural e das suas relações com os inimigos naturais de insetos pragas.

7. RESUMO

Uma comunidade de invasoras de cultura de milho foi estudada no município de Campinas, São Paulo, durante 1983 e 1984. Sucessão de plantas, banco de sementes, fauna de artrópodos associados, efeito de inseticida e relação entre invasoras e produtividade da cultura foram os principais temas abordados.

Houve maior semelhança entre a flora de invasoras de anos consecutivos do que entre cada uma delas e o banco de sementes encontrado na área.

A densidade de sementes (2325/m²) foi no mínimo três vezes menor do que o normalmente encontrado em solos de regiões tropicais e temperadas. Este fato foi atribuído às condições mais propícias para a quebra de dormência e para a manifestação de fatores bióticos de mortalidade.

A maior densidade de invasoras, 81,1 plantas/m² em 1983 e 29,0 plantas/m² em 1984, foi observada no início do ciclo da cultura, indicando uma taxa elevada de mortalidade de jovens.

A dominância pela espécie de guanxuma Sida glaziovii foi responsável por grande parte da maior densidade e menor diversidade da flora no primeiro ano de observação.

A maior riqueza e densidade de artrópodos associados ao agroecossistema estudado estiveram relacionadas diretamente com a presença de invasoras e com o período de maior disponibilidade de flores e frutos na flora.

Os Diptera foram os artrópodos mais comuns, representando 48,4% da fauna total amostrada na cultura de milho.

As perturbações mecânicas provocadas pela aplicação de inseticida e de água levaram a uma dispersão dos indivíduos da fauna de áreas mais ricas em artrópodos e com maior complexidade estrutural para áreas capinadas, com menor quantidade de artrópodos. Chuvas fortes resultaram em redução generalizada da densidade de artrópodos, independentemente do grau de complexidade estrutural do sistema.

Endosulfan, na dose de 175g i.a./ha reduziu significativamente o número de indivíduos herbívoros tanto em áreas com invasoras como em áreas limpas, indicando maior sensibilidade desse nível trófico ao inseticida e/ou um comportamento mais sedentário quando comparado com os inimigos naturais. Estes últimos apresentaram uma redução em indivíduos e espécies um mês após a aplicação de Endosulfan, provavelmente como resposta retardada à redução de herbívoros.

A maior riqueza e densidade de herbívoros estão relacionadas com a maior complexidade estrutural devido à presença de invasoras. Esta complexidade não apresenta, porém, qualquer efeito de interação com o inseticida. A produtividade da cultura não foi afetada pela presença de invasoras, ou pelo tratamento com defensivo.

Há necessidade de outros estudos que permitam avaliar o papel real das invasoras em agroecossistemas para possibilitar a elaboração de propostas de Manejo Integrado.

8. SUMMARY

The present author investigated, during two years, a weed community of a corn field in Campinas, SP. The study involved principally weed succession and a survey of associated arthropods, in addition to the complex weeds, insecticides and corn productivity.

A great similarity was detected between the weed composition of the two years. However, no relationship was observed between the seed bank and the weed composition within the same year.

The average of 2325 seeds/m² obtained in the present study is considered quite less abundant than those estimated for tropical as well as for temperate regions. Local conditions acting as mortality factors can be considered as responsible for this reduced density of seeds.

The highest weed densities were observed only in the beginning of the seasons, reaching averages of 81 and 29 plants/m² in 1983 and 1984 respectively, indicating that young plants were suffered higher mortalities than old ones.

Sida glaziovii was more abundant in the first year, resulting in higher density and less diversity than those observed in the second year.

Availability of weed flowers and fruits provoked higher densities and diversities of arthropods. Dipterous species were the most commons (48%). Physical disturbances during the

application of Endosulfan as well as of water resulted in dispersion of insects to the non-treated areas. Rain reduced drastically the arthropod populations in the studied plots.

Endosulfan (175g a.i./ha) showed to be selective, killing only phytophagous species. The natural enemy population was reduced one month after application, probably due to the reduction of their host populations.

No significant differences were observed among the productivity of cultivated corn in areas infested or not by weeds or treated or not by Endosulfan.

9.LITERATURA CITADA

AHMED, N.N. & M.Z. HOQUE - 1981

Effects of weeding regime and plant spacing on weed growth and performance of transplanted rice.

Tropical Pest Management 27: 191-194.

ALEXANDER, H.M. & J.J. BURDON - 1984

The effect of disease induced by *Albugo candida* (white rust) and *Perospora parasitica* (downy mildew) on the survival and reproduction of *Capsella bursa-pastoris* (Shepherd's purse).

Oecologia 64: 314-318.

ALLAN, J.D., H.J.ALEXANDER & R.GREENBERG - 1975

Foliage arthropod community of crop and fallow fields.

Oecologia 22: 49-56.

ALMEIDA, N.N. & M.Z. RODRIGUES - 1985

Guia de herbicidas: Contribuição para o Uso Adequado em Plantio Direto e Convencional.

IAPAR, Londrina, Paraná, 468pp.

ALLAN, J.D., L.W. BARNTHOUSE, R.A. PRESTBYE & D.R. STRONG - 1973

On foliage arthropod communities of Puerto Rican second growth vegetation.

Ecology 54: 628-632.

ALTIERI, M.A. - 1983

Agroecology - The scientific basis of alternative agriculture.

Cleo's Duplication Services, Berkeley, California, 162 pp.

ALTIERI, M.A. & D.K.LETOURNEAU - 1982

Vegetation management and biological control in agroecosystems.

Crop Protection 1: 405-430.

ALTIERI, M.A. & L.L. SCHMIDT - 1985

Cover crop manipulation in northern California (USA) orchards and vineyards: effects on arthropod communities.

Biol. Agric. Hort. 3: 1-24.

ALTIERI, M.A. & W.N. WHITCOMB - 1979

The potential use of weeds in the manipulation of beneficial insects.

Hort Science 14: 12-18.

ALTIERI, M.A. A.Van SCHOONHOVEN & J.DOLL - 1977

The ecological role of weeds in insect pest management systems: a review illustrated by bean (*Phaseolus vulgaris*) cropping systems.

PANS 23: 195-205.

ALTIERI, M.A., C.A.FRANCIS, A.Van SCHOONHOVEN & J.DOLL - 1978

A review of insect prevalence in maize (*Zea mays* L.)
and bean (*Phaseolus vulgaris*) polycultural systems.
Field_Crops_Research_1: 33-49.

ALTIERI, M.A., D.K.LETOURNEAU & J.R.DAVIS - 1983

Developing sustainable agroecosystems
Bioscience_33: 45-49.

ANDOW, D.A. & S.J. RISCH - 1985

Predation in diversified agroecosystems relations
between a coccinellid predator *Coleomegilla maculata*
and its food.

*Journal_of_Applied_Ecology_*____: 357-372.

ARNESTO, J.J. & S.T.A. PICKETT - 1985

Experiments on disturbance in old field plant
communities: impact on species richness and abundance.
Ecology_66: 230-240.

ATSATT, P.R. & D.J. O'DOWD - 1976

Plant defense guilds.
Science_193: 24-29.

BACCHI, O., H.F. LEITAO FILHO & C. ARANHA - 1984

Plantas_invasoras_de_culturas_vol_3.
Editora da UNICAMP, 601-906.

BACH, C.E. - 1980

Effects of plant density and diversity in the population dynamics of a specialist herbivore, the striped cucumber beetle, *Acalymma vittata*.

Ecology 61: 1515-1530.

BACH, C.E. - 1981

Host plant growth form and diversity: effects on abundance and feeding preference of a specialist herbivore *Acalymma vittata* (Coleoptera: Chrysomelidae).

Oecologia 50: 370-375.

BACH, C.E. - 1984

Plant spatial pattern and herbivore population dynamics: plant factor affecting the movement patterns of a tropical cucurbit specialist (*Acalymma innubum*).

Ecology 65: 175-190.

BACH, C.E. - 1986

A comparison of the responses of two tropical specialist herbivores to host plant size.

Oecologia 68: 580-584.

BAKER, H.G. - 1965

Characteristics and modes of origin of weeds. In Baker, H.G. & G.L. Stebbins *The Genetics of Colonizing Species*. Academic press, N.Y. & London, 588pp.

BAKER, H.G. - 1974

The evolution of weeds.

Annual Review of Ecology and Systematics 5: 1-24

BARNES, E.H - 1979

Atlas and Manual of Plant Pathology.

Plenum Press, New York, 325pp.

BARRETT, G.W. - 1968

The effects of an acute insecticide stress on a semi-enclosed grassland ecosystem.

Ecology 49: 1019-1035.

BASKIN , J.M. & C.C. BASKIN - 1985

The annual dormancy cycle in buried weed seed: a continuum.

Bioscience 35: 492-498.

BAZZAZ, F.A. & S.T.A. PICKETT - 1980

Physiological ecology of tropical succession: A comparative review.

Annual Review of Ecology and Systematics 11: 287-310.

BEGON, M., J.L. HARPER & C.R. TOWNSEND - 1986

Ecology: Individuals, Populations and Communities

Blackwell Scientific Publ., 876pp.

BENDER, E.A., T.J. CASE & M.E.G. GILPIN - 1984

Perturbation experiments in community ecology: theory and practice.

Ecology 65: 1-13.

BIONDINI, M.E., C.D. BONHAM & E.F. REDENTE - 1985

Secondary successional patterns in a sagebush (Arthemisia tridentata) community as they relate to soil disturbance and soil biological activity.

Vegetation 60:25-36.

BLANCO, H.G. - 1985

Ecologia das plantas daninhas: competição de plantas daninhas em culturas brasileiras. In: Salati Marcondes, D.A., A. Benati Jr., R.A. Pittell, H.G. Blanco, L.S. Paes Cruz, J.C. Durigan, R. Victoria Filho & R. Forster, 2a. ed., Manejo Integrado, Conselho Regional de Engenharia e Agronomia, SP, 161pp.

BLANCO, H.G., D.A. OLIVEIRA & J.B.M. ARAUJO - 1973

Estudo sobre a competição das plantas daninhas na cultura de milho (Zea mays L.) I - Experimento para verificar onde realizar o controle do mato.

Arquivos do Instituto Biológico S.P. 40: 309-320.

BLANCO, H.G., H.P. HAAG & ..A. OLIVEIRA - 1974

Estudo sobre a competição de plantas daninhas na cultura de milho (*Zea mays* L.) II - Influência do mato na nutrição do milho.

Arquivos do Instituto Biológico S.P. 41: 5-14.

BLANCO, H.G., D.A. OLIVEIRA & J.B.M. ARAUJO - 1976

Estudo sobre a competição de plantas daninhas na cultura de milho (*Zea mays* L.) III - Controle do mato em faixas sobre a linha de cultura.

Arquivos do Instituto Biológico S.P. 43: 3-8.

BLANCO, H.G., H.P. HAAG & ..A. OLIVEIRA - 1978

Estudo sobre a competição de plantas daninhas na cultura de milho (*Zea mays* L.) V - Influência da adubação nitrogenada no grau de competição.

Arquivos do Instituto Biológico S.P. 45: 13-24.

BLEASDALE, J.K.A. - 1982

The importance of crop establishment.

Annals of Applied Biology 101: 411-419.

BRENCHLEY, W.E. & K. WARINGTON - 1930

The weed seed population of arable soil. I- Numerical estimation of viable seeds and observations on their natural dormancy.

Journal of Ecology 18: 235-272.

BRENCHLEY, W.E. & K. WARINGTON - 1933

The weed seed population of arable soil. II- Influency of crop, soil and methods of cultivation upon the relative abundance of viable seeds.

Journal of Ecology 21: 103-127.

BRENCHLEY, W.E & K. WARINGTON - 1936

The weed seed population of arable soil. III- The re-stabllishment of weed species after reduction by fallowing.

Journal of Ecology 24: 479-501.

BROWER, J.E. & J.H. ZAR - 1977

Field & Laboratory Methods for General Ecology.

Wm.C.Brown Publ. Dubuque, Iowa, 226pp.

BROWN, B.J. & J.J. EWEL - 1987

Herbivory in complex and simple tropical succession ecosystems.

Ecology 68:108-116.

BUCHANAN, G.A., R.H. CROWLEY & R.D. Mc LAUGHLIN - 1977

Competition of prickly sida with cotton.

Weed Science 25. 106-110.

BUCHANAN, G.A., J.E. STREET & R.H. CROWLEY -1980

Influence of time of planting and distance from the cotton (*Gossypium hirsutum*) row of pitted morningglory (*Ipomoea lacunosa*), prickly sida (*Sida spinosa*) and redroot pigweed (*Amaranthus retroflexus*) on competitiveness with cotton.

Weed Science 28: 568-572.

BURDON, J.J. & D.R. MARSHALL -1981

Biological control and the reproductive mode of weeds.

Journal of Applied Ecology 18: 649-658.

BURGES, H.D. - 1981

Microbial Control__of__Pests__and__Plant__Diseases
1970-1980.

Academic Press N.Y. and London, 949pp.

CALINAT, W.C. - 1979

Botany and origin of maize. In: Haflliger, E.
Maize Ciba-Geigy Agrochemical Monograph. Ciba-Geygy
Ltda, Bable, Switzerland, p. 6-12.

CATES, R.G. - 1980

Feeding patterns of monophagous, oligophagous and polyphagous insect herbivores: the effect of resource abundance and plant chemistry.

Oecologia 46: 22-31.

CATES, R.G. - 1981

Host plant predictability and the feeding patterns of monophagous, oligophagous and polyphagous insect herbivores.

Oecologia 48: 319-326.

CAUGHLEY, G. - 1976

Plant-herbivore systems.

In: May, R.M. ed. Theoretical Ecology: Principles and Applications.

Blackwell Oxford, 2a. Ed., 489pp.

CHANCELLOR, R.J. - 1985

Changes in the weed flora of an arable field cultivated for 20 years.

Journal of Applied Ecology 22: 491-502.

CHANCELLOR, R.J. & N.C.B. PETERS - 1974

The time of onset of competition between wild cats oaks and spring cereals.

Weed Research 14:197-202.

CHU, H.F. - 1949

How to Know the Immature Insects.

W.M.C. Brown Company Publishers Dubuque, Iowa, 234pp.

COMSTOCK, J.H. - 1972

An Introduction to Entomology.

Vail-Balloo Press Inc. N.Y., 9a. Ed., 1064pp.

CONNELL, J.H. & R.O. SLATYER - 1977

Mechanisms of succession in natural communities and their role in community stability and organisation.

American Naturalist 111: 1119-1144.

COOK, R.E. - 1980

Patterns of juvenile mortality and recruitment in plants. In: Solbrig, O.T., S.Jain, G. Johnson & P.H.

Raven Eds.

Topics in Plant Population Biology.

Columbia Univ. Press, New York, 589pp.

COSTA LIMA, A.M. - 1955

Insetos do Brasil. 9º Tomo. Coleopteros.

Imprensa da Escola Nacional de Agronomia, Rio de Janeiro, 289pp.

COUSENS, R. - 1985a

A simple model relating yield loss to weed density.

Annals of Applied Biology 107:239-252.

COUSENS, R. · 1985b

The empirical model relating crop yield to weed and crop density and a statistical comparison with other models.

Journal of Agricultural Sciences 105: 513-522.

CROMARTIE, W.J. · 1981

The environmental control of insects using crop diversity. In: Pimentel, D. Ed.. Handbook of Pest management

Chem. Rubber. Comp. Agric. Boca Raton, Florida, vol.1, 656pp.

CROWE, T.M. · 1979

Lots of weeds: insular phytogeography of vacant urban lots.

Journal of Biogeography 6:169-181.

CROWLEY, M.J. · 1983

Herbivory: The dynamics of animal plant interactions.

Blackwell Sci. Publ., Oxford, Londres, 437pp..

CROWLEY, M.J. · 1986

The population biology of invaders.

Philosophical Transactions of the Royal Society of London B 314:711-731.

CUSSANS, C.W. · 1974

Biological contribution to weed control.

In: Price, J.D. & M.E. Solomon (Eds) Biology in Pest and Disease Control.

Blackwell Sci. Publ. Oxford, 398pp.

CUSSANS, C.W. · 1975

Weed control in reduced cultivations and direct drilling systems.

Outlook on Agriculture 8: 240-242.

DEBACH, P. · 1964

Biological Control of Insect Pest and Weeds

Reinhold Publ. Co. N.Y., 844pp.

DEMPSTER, J.P. · 1969

Some effects of weed control on the number of the small cabbage looper (Pieris rapae L.) on brussels sprouts.

Journal of Applied Ecology 6:339-345.

DETHIER, V.C. · 1970

Chemical interaction between plants and insects. In:

Sondheimer, E. & J. Simeone Eds. Chemical Ecology

Acad. Press, New York, p. 83-102.

DICKINSON, C.H. & J.A. LUCAS · 1982

Plant Pathology & Plant Pathogens.

Blackwell Sci. Publications, 223pp.

DOVER, M.J. & B.A. CROFT · 1986

Pesticide resistance and public policy. Resistance management could become the key to continuing effective pest control.

Bioscience 36: 78-85

DUNN, G. & B.S. EVERIT · 1982

An Introduction to Mathematical Taxonomy.

Cambridge Univ. Press, 152pp.

ELLIS, F.B., J.C. ELLIOTT, F. POLLARD, R.Q. CANNELL & B.T. BARNES
· 1979

Comparison of direct drilling, reduced cultivation and ploughing on the growth of cereal. 3. winter wheat and spring barley on a calcareous clay.

Journal of Agricultural Science 93: 391-401.

ELLISON, L. · 1960

Influence of grazing on plant succession of rangelands.

Botanical Review 26: 1-78.

ELTON, C.S. · 1958

The Ecology of Invasion by Animal and Plants.

Methuen and Co., London, 181pp.

ENCE, R.G., J. STANLEY MELCHING & C.H. KINGSOLVER · 1981

Epidemiology of Puccinia chondrillina, a rust pathogen for the Biological control of rust skeleton weed in the United States.

Phytopathology 71: 839-843.

FAY, P.K. & W.A. OESEN · 1978

Technique for separating weed seed from soil.

Weed Science 26: 530-533.

FEENY, P.P. · 1976

Plant aparency and chemical defence

Recent Advances Phytochemistry 10: 1-40.

FELIPPE, C.M. & M. POLO · 1983

Germinação de ervas invasoras: Efeito de luz e escarificação.

Revista Brasileira de Botânica 6: 55-60.

FIRBANK, L.G. & A.R. WATKINSON · 1985

On the analysis of competition within two-species mixtures of plants.

Journal of Applied Ecology 22: 503-517.

FIRBANK, L.G. & A.R. WATKINSON · 1986

Modelling the population dynamics of an arable weed and its effects upon crops yield.

Journal of Applied Ecology 23: 147-160.

FISHER, R.A. & F.C.B.E. YATES 1971

Tabelas Estatísticas para Pesquisa em Biologia,
Medicina e Agricultura.

Ed. USP, 150pp.

FONTES, E.M.G. 1985

The diversity of the insect fauna of four species of
Solidago (golden rods) in Gainsville and its
relationship to the plant architecture.

Doctoral Dissertation, Univ. Florida, 120pp.

FORBES, J.C. 1985

Weed crop competition studies in weeds. I. The effect
of time of weed removal on crop yield.

Annals of Applied Biology 106: 505-511.

FROUD WILLIAMS, R.J., R.J. CHANCELLOR & D.S.H. DRENNAN 1983

Influence of cultivation regime upon buried seeds in
arable cropping systems.

Journal of Applied Ecology 20: 199-208.

FROUD WILLIAMS, R.J., D.S.H. DRENNAN & R.J. CHANCELLOR 1983

Influence of cultivation regime on weed floras of
arable cropping systems.

Journal of Applied Ecology 20: 187-197.

FROUD WILLIAMS, R.J., R.J. CHANCELLOR & D.S.H. DRENNAN · 1984

The effects of seed burial and soil disturbance on emergence and survival of arable weeds in relation to minimal cultivation.

Journal of Applied Ecology 21: 629-641.

GASQUEZ, J., A.A. MOVEMAR & H. DARMENCY · 1985

Triazine herbicide resistance in Chenopodium album: Occurrence and characteristics of an intermediate biotype.

Pesticide Science 16: 392-396.

GAUCH, H.G. & R.H. WHITHAKER · 1981

Hierarchical classification of community data.

Journal of Ecology 69: 537-557.

GOEDEL, H., S. GORDACH, W. KNAUF, R.H. RIMPAU & H. HUTTENBACH ·

1982

Residue Review. Residues of pesticides and other contaminants in the total environment, vol. 83

Springer Verlag, New York.

GOEDEN, R.D. & L.T. KOK · 1986

Comments on a proposed "new" approach for selecting agents for the biological control of weeds.

Canadian Entomology 118: 51-58.

GOLDBERG, A.D. & KIGEL · 1986

Dynamics of the weed community in coffee plantations
grown under shade trees: effects of clearing.

Israel Journal of Botany 35: 121-131.

GOODALL, D.W. · 1953-4

Objective methods for the classification of vegetation
I. The use of positive interspecific correlation.

Australian Journal of Botany 1/2: 39-63.

GOODALL, D.W. · 1953-4

Objective methods for classification of vegetation II.
Fidelity and indicator value.

Australian J. of Botany 1/2: 434-461.

GREIG-SMITH, M.A. · 1964

Quantitative Plant Ecology.

Butterworth & Co. Publ., London, 256pp.

GREIG-SMITH, P. · 1979

Pattern in vegetation.

Journal of Ecology 67: 755-779.

GRIME, J.P., G. MASON, A.V. CURTIS, J. RODMAN, S.R. BAND, M.A.

MOWFORTH, A.M. NEAL & S. SHAW · 1981

A comparative study of germination characteristics in a
local flora.

Journal of Ecology 69: 1017-1048.

GRUB, P.J.; D. KELLY & J. MITCHLEY · 1982

The control of relative abundance in communities of herbaceous plants. In: Newman, E.I. (ed) The Plant Community as a Working Mechanism.

Blackwell Sci. Publ. Oxford London, 128pp.

HALL, J.B. & M.D. SWAINE · 1980

Seed stocks in Ghanaian Forest Soils.

Biotropica 12: 256-263.

HARPER, J.L. · 1949

Ecological aspects of weed control.

Outlook on Agriculture 1: 197-205.

HARPER, J.L. · 1959

The ecological significance of dormancy and its importance in weed control.

Proceedings of the Fourth International Congress of Crop Production Hamburg pp. 415-420.

HARPER, J.L. · 1969

The role of predation in vegetation and diversity. pp. 48-62. In: Woodwell, G.M. & H.H. Smith editors.

Diversity and Stability in Ecological Systems.

Brookhaven National Laboratory, Upton, N.Y. USA

HARPER, J.L. · 1977

Population Biology of Plants.

Academic Press London, New York 892 pp.

HARPER, J.L. · 1980

Plant demography and ecological theory.

Oikos, 35: 244-253.

HARRIS, P. · 1973

The selection of effective agents for the biological control of weeds.

Canadian Entomologist 105: 1495-1503.

HASAN, S. · 1972

Specificity and host specialization of Puccinia chondrillina.

Annals of Applied Biology 72: 257-263.

HESPENHEIDE, H.A. · 1979

Are there fewer parasitoids in the tropics?

The American Naturalist 113: 766-796.

HEYWOOD, J.S. & D.A. Levin · 1986

Interactions between seed source, planting arrangement, and soil treatment in determining plant size and root allocation in Phlox drummondii.

Oecologia 68: 285-290.

HOKKANEN, H. · 1985

Exploiter-victim relationships of major plant diseases:
Implications for biological weed control.

Agriculture Ecosystems & Environment 14: 63-76.

HOKKANEN, H.M.T. · 1985

Success in classical biological control.

C.R.C. Critical Reviews in Plant Sciences. vol.3 pages
35-72 CRC Press Inc.

HOKKANEN, H. & D. PIMENTEL · 1984

New approach for selecting biological control agents.

Canadian Entomologist 116: 1109-1121.

HOLM, L.G., D.L. PLUCKNETT, J.V. PANCH & J.P. HERBERGER · 1977

The World's Worst Weeds.

Univ. Press., Hawai, 609pp.

HORTON, D.R. & J.L. CAPINERA · 1987

Effects of plant diversity, host density, and host size
on population ecology of the colorado potato beetle.
(Coleoptera Chrysomelidae).

Environment Entomology 16: 1019-1026

HORWITH, B. · 1985

A role for intercropping in modern agriculture.

Bioscience 35: 286-291.

HOWE, C.D. & R.J. CHANCELLOR · 1983

Factors affecting the viable seed content of soil
beneath lowland pastures.

Journal Applied Ecology 20: 915-922.

HUFFAKER, C.B. · 1954

Quantitative studies on biological control of St.
John's Wort (Klamath weed) in California.

Proceedings of the 7th Pacific Scientific Congress,
vol. 4

HUFFAKER, C.B. · 1957

Fundamentals of biological control of weeds.

Hilgardia 27: 101-157.

HUFFAKER C.B. · 1958

Principles of biological control of weeds.

Proceedings 10th International Congress of Entomology
vol. 4 1956 (1958): 553-542.

HUFFAKER, C.B. · 1959

Biological control of weeds with insects.

Annual Review of Entomology 4: 251-276.

HUFFAKER, C.B. & P.S. MESSENGER · 1976

Theory and Practice of Biological Control.

Acad. Press, New York, 788pp.

JANZEN, D.H. · 1973a

Sweep samples of tropical foliage insects: description of study sites, with data on species abundances and size distributions.

Ecology 54: 659-686.

JANZEN, D.H. · 1973b

Sweep samples of tropical foliage insects: effects of seasons, vegetation types, elevation, time of day and insularity.

Ecology 54: 687-708.

JANZEN, D.H. · 1974

The role of the seed predation in a tropical deciduous forest, with some reflections on tropical biological control. In: Jones, D.P. & M.E. Solomom Biology in Pest and Disease Control 13th Symposium of the British Ecological Society.

Blackwell Sci. Publ., London, p.3-14.

JANZEN, D.H. · 1975

Ecologia vegetal nos trópicos. Coleção Temas em

Biologia, nº7

Ed. Edusp. 79pp

JANZEN, D.H. & T.W. SCHOENER · 1968

Differences in insect abundance and diversity between
wetter and drier sites during a tropical dry season.

Ecology 49: 96-110.

JANZEN, D.H., M. ATAROFF, M. FARINAS, S. REYES, N. RINCON, A.

SOLER, P. SORIANO & M. VERA · 1976

Changes in the arthropod community along an elevation
transect in the Venezuelan Andes.

Biotropica 8: 193-203.

JULIEN, M.H. · 1982

Biological control of weeds: A world catalogue of
agents and their target weeds.

Commonwealth Agricultural Bureaux

The Gresham Press, Great Britain, 108 pp.

KALISZ, S. · 1986

Variable selection on the timing of Germination in
Collinsia verna (Scrophulariaceae).

Evolution 40: 479-491.

KAREIVA, P. . 1982

Experimental and mathematical analysis of herbivore movement: quantifying the influence of plant spacing and quality on foraging discrimination.

Ecological Monographs 52: 261-282.

KAREIVA, P. . 1983

Influence of vegetation texture on herbivore populations: Resource concentration and herbivore movement. In: Denno, R.F. & M.S.McClure. Variable Plants and Herbivores in Natural and Managed Systems.

Acad. Press Inc., New York, 717pp.

KELLMAN, M.C. . 1974

The viable weed seed content of some tropical agricultural soils.

Journal of Applied Ecology 2: 669-677.

KELLMAN, M.C. . 1978

Microdistribution of viable weed seed in two tropical soils.

Journal of Biogeography 5: 291-300.

KELLMAN, M.C. . 1980

Geografic Patterning in Tropical weed communities and early Secondary Successions.

Biotropica. Tropical Succession. Supplement to vol. 12:

34-39

KENNEDY, G.G., F. GOULD, O.M.B. DEPONTI & R.E. STINNER · 1964

Ecological, agricultural, genetic, and commercial considerations in the deployment of insect-resistant germplasm.

Environmental Entomology 16: 327-338.

KING, L.J. · 1966

Weeds of the world: Biology and control.

Interscience Publishers, Inc. N.Y., 526pp.

KOGAN, M. · 1981

Dynamics of insect adaptations to soybean: impact of integrated pest management.

Environmental Entomology 10: 363 - 371.

LAWTON, J.H. · 1976

The structure of the artropod community on bracken.

Botanical Linnean Society 73: 187-216.

LAWTON, J.H. · 1978

Host Plant influences on insect diversity: the effects of space and time. In: Mound L.A. & N. Waloff Diversity of Insecta Faunas. Symposia of the Royal Ent. Society London, n° 9

Blackwell Sci. Publ. Oxford, Londres, p. 105-125.

LAWTON, J.H. · 1982

Vacant niches and insaturated communities: A comparison of bracken herbivores at sites on two continents.

Journal Animal Ecology 51: 573-595.

LAWTON, J.H. & D.R. STRONG JR. · 1981

Community patterns and competition in folivorous insects.

The American Naturalist 118: 317-338.

LEITAO FILHO, H., C. ARANHA & O. BACCHI · 1972-1975

Plantas invasoras de culturas no Estado de São Paulo.

HUCITEC, S P., vol. 1 e 2, 597pp.

LEPS, J., J. OSBORNOVA KOSINOVA & M. REJMANEK · 1982

Community stability, complexity and species life history strategies.

Vegetatio 50:53-63.

LISS, W.J., L.J. GUTT, P.H. WESTIGARD & C.E. WARREN · 1986

Perspectives on arthropod community structure, organization and development in agricultural crops.

Ann. Rev. Entomol. 31:455-478.

LORENZI, H. · 1982

Plantas daninhas do Brasil

Lorenzi, H. Ed., SP, 425pp.

MAHN, E.C. · 1984

Structural changes of weed communities and populations.

Vegetatio 58: 79-85.

MAJOR, J. & W.T. PYOTT _1966

Buried, viable seeds in two California bunchgrass sites, and their bearing on the definition of a flora.

Vegetatio 13: 253-282.

MARCALEF, R. · 1982

Ecologia.

Ediciones Omega, Barcelona., 951pp

MARLETTE, G.M. & J.E. ANDERSON · 1986

Seed banks and propagule dispersal in arrested wet-grass islands.

Journal Applied Ecology 23: 161-175.

MAY, R.M. · 1972

Will a large complex system be stable?

Nature 238: 413-414.

McARTHUR, R.H. & E.O. WILSON · 1967

The theory of Island Biogeography.

Princeton Univ. Press, Princeton, 203pp.

MCDONALD, N. - 1970

Complexity and stability.

Nature 276: 117-118.

McINTYRE, S. - 1985

Seed reserves in temperate Australian rice fields following pasture rotation and continuous cropping.

Journal Applied Ecology 22: 875-884.

McLAIN, .K. - 1981

Resource partitioning by three species of hemipteran herbivores on the basis of host plant density.

Oecologia 48: 414-417.

McNAUGHTON, S.J. - 1970

Stability and diversity of ecological communities.

Nature 274: 251-253.

McNeil, S. & T.R.E. SOUTHWOOD - 1970

The role of nitrogen in the development of insect-plant relationships. In: Harborne, J.B. Biochemical Aspects of plant and animal co-evolution.

Acad. Press, Londres, 77-98.

MEREDITH, T.C. - 1985

Factors affecting recruitment from the seed bank of
sedge (Claudius mariscus) dominated communities at
Wickenfern, Cambridgeshire, England.

Journal Biogeography 12: 463-472.

METCALF, R.L. & W.H. LUCKMAN - 1982

Introduction to Insect Pest Management

John Willey & Sons, N.Y., 577pp.

MILLER, T.E. - 1982

Community diversity and interactions between the size
and frequency of disturbance.

The American Naturalist 120:533-536.

MONTEITH, L.G. - 1960

Influence of plants other than the food plants of their
host on host finding by tachinid parasites.

Canadian Entomologist 92: 641-652.

MORAN, V.C. - 1980

Interactions between phytophagous insects and their
Opuntia hosts.

Ecological Entomology 5: 153-164.

MORTIMER, A.M. - 1984

Population ecology and weed science. In: Sarukhan, J.

Perspectives on Plant Population Ecology

. Blackwell Sci. Publ., p 363-388.

MORTIMER, A.M., D.J. MAHON, R.J. MANLOVE & P.D. PUTWAIN - 1980

The prediction of weed infestation and cost of differing control strategies.

Proceedings of the 1980 British Protection Conference

Weeds, pp 415-422.

MURDOCH, W.W. - 1975

Diversity, complexity, stability and pest control.

Journal of Applied Ecology 12:795-807.

NETER, J. & W. WASSERMAN - 1974

Applied Linear Statistical Models. Regression, Analysis of Variance and Experimental Designs.

Richard D. Irwin, Inc. Homewood, Illinois., 522pp.

NIERING, W.A. & R.H. GOODWIN - 1974

Creation of relatively stable shrublands with herbicides: arresting succession on rights-of-way and pastureland.

Ecology 55: 784-795.

NOBEL, I.R. & R.O. SLATYER - 1980

The use of vital attributes to predict successional changes in plant communities subject to recurrent disturbances.

Vegetatio 43:5-21.

OLDROYD, H. - 1964

The Natural History of Flies.

The Northern Library. Northon & Company Inc. N.Y., 324 pp

OSBORNE, D.J. - 1973

Mutual regulation of growth and development in plants and insects. In: Van Emden, H.E. (ed.) Insect-Plant Relationships.

Blackwell Sci Publ. Oxford, London, 215pp.

PAINE, R.T. - 1966

Food web complexity and species diversity.

The American Naturalist 100: 65-75.

PAINTER, R.H. - 1966

Insect Resistance in Crop Plants.

The University Press of Kansas, Lawrence-Londres, 520pp.

PALEARI, L.M. - 1987

Aspectos ecológicos e biossistemáticos de polícromismo em Agonosoma flavolineatum Laporte, 1832 (Pentatomidae: Scutellerinae) e revisão sistemática do gênero.

Tese de mestrado. Universidade Estadual de Campinas, 123 pp.

PARRISH, J.A.D. & F.A. BAZZAZ - 1976

Underground niche separation in successional plants.
Ecology 57: 1281-1288.

PARRISH, J.A.D. & F.A. BAZZAZ - 1985

Ontogenetic niche shifts in old-field annuals.
Ecology 66: 1296-1302.

PEINE, R.T. - 1966

Food web complexity and species diversity
The American Naturalist 100: 65-76.

PERRIN, R.M. & M. PHILLIPS - 1978

Some effects of mixed cropping on the population dynamics of insect pests.
Entomologia Experimentalis et Applicata 24: 385-393.

PETERSON, A. - 1962

Larvae of insects - an introduction to nearctic species.
Columbus, Ohio, part 1, 315pp.; part 2, 416pp.

PICKETT, S.T.A. - 1982

Population patterns through twenty years of oldfield succession.

Vegetatio 49: 45-59.

PIMENTEL, D. - 1961a

Species diversity and insect population outbreaks.

Annals of Entomological Society of America 54: 76-86.

PIMENTEL, D. - 1961b

The influence of plant spatial patterns on insect population

Annals of the Entomological Society of America 54: 61-69.

PIMENTEL, D. - 1973

Extent of pesticides use, food supply and pollution

Proceedings of the New York Entomological Society 81:13-33

PIMENTEL, D., J. ALLEN, A. BEERS, R. GUINAND, R. LINDER, P. McLAUGHLIN, B. MEER; D. MUSONDA, D. PERDUE; S. POISSON, S. SIEBERT, K. STONER, R. SALAZAR & A. HAWKINS. - 1987

World agriculture and soil erosion

Bioscience 37:277-283.

PIMENTEL, D. & L. LEVITAN - 1986

Pesticides: amounts applied and amounts reaching pests.
Bioscience 36:86-91.

PINERO, D. & J. SARUKHAN - 1982

Reproductive behaviour and its individual variability
in a tropical palm, Astrocaryum mexicanum
Journal of Ecology 70:461-472.

PINERO, D., J. SARUKHAN & P. ALTERDI - 1982

The cost of reproduction in a tropical palm,
Astrocaryum mexicanum.
Journal of Ecology 70: 473-481.

POLLARD, F. & G.W.CUSSANS - 1976

The influence of tillage on the weed flora of four
sites sown to successive crops of spring barley.
Proceedings. 1976 British Crop Protection Conference
Weeds. pp 1019-1028.

POLLARD, F. & G.W.CUSSANS - 1981

The influence of tillage on the weed flora in a
succession of winter cereal crops on a sand loam soil.
Weed Research 21: 185-190.

POLO, M. - 1982

Ervas invasoras em uma cultura de milho no município de Campinas, Estado de São Paulo.

Tese de Mestrado, Universidade Estadual de Campinas, 115pp.

POWELL, W., G.J. DEAN & A. DEWAR - 1985

The influence of weeds on polyphagous arthropods predators in winter wheat.

Crop Protection 4: 298-312.

PRICE, P.W. - 1976

Colonization of crops by arthropods. Non equilibrium communities on soybean fields.

Environmental Entomology 5: 605-611.

PRICE, P.W. & WALDBAUER - 1982

Ecological aspects of pest management. In: Metcalf, R.L. & W.H. Luckman Eds. Introduction to Insect Pest Management

John Willey & Sons, New York, p. 33-68.

PRICE, P.W., C.E. BOUTON; P.GROSS, B.A. McPHENON, J.N. THOMPSON & A.E. WEIS. - 1980

Interactions among three trophic levels: influence of plants on interactions between insects herbivores and natural enemies.

Annual Review Ecology System 11: 41-65.

PURATA, S.E. - 1986

Floristic and structural changes during old-field succession in Mexican tropics in relation to site history and species availability.

Journal Tropical Ecology 2:257-276.

PURATA, S.E. - 1986

Transect analysis as a basis for comparing stages of old-field in a tropical rain forest area in Mexico.

Tropical Ecology 27:103-122.

PUTWAIN, P.D. - 1982

Herbicide resistance in weeds : an inevitable consequence of herbicide use?

Proceedings of the 3th British Crop Conference of Weeds 3:719-728.

PUTWAIN, P.D., J. HARPER - 1970

Studies in the dynamics of plant population. III. The influence of associated species on populations of Rumex acetosa and R. acetosella in grassland.

Journal of Ecology 58:251-264.

RICE, E.L. - 1979

Allelopathy : an update.

The Botanical Review 45: 15-109.

RICHARDSON, W.D. - 1963

Early weed succession on arable land in Trinidad.

Tropical Agriculture 40:89-101.

RISCH, S.J. - 1979

A comparison by sweep sampling, of the insect fauna from corn and sweet potato monocultures and dicultures in Costa Rica.

Oecologia 42: 195-211.

RISCH, S.J. - 1981

Insect herbivore abundance in tropical monocultures and polycultures: an experimental test of two hipotesis.

Ecology 62: 1325-1340.

RISCH, S.J., M. ALTIERI & D. ANDOW - 1983

Agroecosystem diversity and pest control: data, tentative conclusions and new research directions.

Environmental Entomology 12:625-629.

RISCH, S.J., D. PIMENTEL & H. GROVER - 1986

Corn monoculture versus old field: effects of low levels of inseticides.

Ecology 67:505-515.

ROBERTS, H.A. - 1962

Studies on the weed seeds of vegetable crops. II.
Effect of six years of cropping on the weed seeds in
the soil.

Journal of Ecology 50: 803-813.

ROBERTS, H.A. - 1963

Studies on the weeds of vegetable crops III. Effect of
different primary cultivations on the weed seeds in the
soil.

Journal of Ecology 51: 83-95.

ROBERTS, H.A. - 1981

Seed banks in soils

Advances in Applied Biology: 1-55.

ROBERTS, H.A. & P.M. FEAST - 1973

Emergence and longevity of seeds of annual weeds in
cultivated and undisturbed soils.

Journal of Applied Ecology 10: 133-143.

ROBERTS, H.A. & J.E. NEILSON - 1981

Changes in the soil seed bank of four long term crop
herbicide experiments.

Journal of Applied Ecology 18: 661-668.

ROBERTS, H.A. & J.E. BODDRELL - 1984

Seed survival and seasonal emergence of seedlings of some ruderal plants.

Journal of Applied Ecology 21:617-628.

ROCKSTEIN, M. - 1974

The Physiology of Insecta (second edition)

Acad. Press, New York, vol. 5, 648pp.

ROLSTON, M.P. - 1978

Water impermeable seed dormancy.

Botanical Review 44: 365-396.

ROOM, P.M. - 1980

Biogeography, apparency and exploitation for biological control agents in exotic ranges of weeds.

Proceeding of the V International Symposium of

Biological Control of Weeds. Brisbane, Australia, pp. 113-124.

ROOT, R.B. - 1973

Organization of plant arthropod association in simple and diverse habitats: the fauna of collards (Brassica oleracea).

Ecological Monographs 43: 95-124.

SACAR, C.R. - 1974

On the ecology of weed control. In: Jones, D.P. & M.E. Solomon Eds. Biology in Pest and Disease Control. 13th Symposium of British Ecological Society
Blackwell Sci. Publ. Oxford, Londres, 398pp.

SACAR, C.R., A.M. MORTIMER - 1976

An approach to the study of the population dynamics of plants with special reference to weeds.
Applied Biology 1:1-47.

SANTOS, F.M. - 1983.

Aspectos da dinâmica de populações de Acanthospermum hispidum D.C. (Compositae), uma planta invasora. Tese de Mestrado, Universidade Estadual de Campinas, 193pp.

SARAWAT, V.N. - 1980

Ecology of weeds of jute fields in India.
Tropical Pest Management 26:45-50.

SARUKHAN, J. - 1974

Demographic studies on grassland weed species. In: Jones, D.P. & M.E. Solomon Eds. Biology in Pest and Disease Control. 13th Symposium of the British Ecological Society.
Blackwell Sci. Publ. Oxford, Londres, 389pp.

SARUKHAN, J. - 1980

Demographic problems in tropical systems. In: Solbrig, O.T. Ed. Demography and Evolution in Plant Populations. Blackwell Sci. Publ. Oxford, Londres, 222pp.

SARUKHAN, J. & J.L. HARPER - 1973

Studies on plant demography. Ranunculus repens. L , R. bulbosus L. and R. acris L. 1. Population flux and survivorship

Journal of Ecology 61:675-716.

SAXENA, K.N. & R.C. SAXENA - 1974

Patterns of relationship between leafhopper and plants.

II - Role of sensory stimuli in orientation and feeding.

Entomologia Experimentalis et Applicata 17:493-503.

SCRIBER, J.M. - 1984

Host plant suitability. In: Bell, W.J. & R.T. Carde Eds. Chemical Ecology of Insects.

Chapman & Hall Ltd. Sownderland, Massachussets, 524pp.

SHARMA, B.M. - 1981

A phytosociological study of a weed community in fallow land in the semi-arid zone of India.

Weed Science 29:287-291.

SHEEHAN, W. - 1986

Response by specialist and generalist natural enemies
to agroecosystems diversification: a selective review.
Environmental Entomology 15:456-461.

SHURE, D.J. - 1971

Insecticide affects on early succession in an old field
ecosystem
Ecology 52:271-279.

SILVA, A.G. d'ARAUJO, C.R. GONÇALVES, D.M. GALVÃO, A.J.L.
GONÇALVES, J.GOMES, M.N. SILVA & L. DE SIMONI - 1967-1968

Quarto catálogo dos insetos que vivem nas plantas do
Brasil seus parasitos e predadores. Parte 1 - 1ª e 2ª
Tomo Bibliografia Entomológica Brasileira. Parte 2 -
1ª Tomo Insetos hospedeiros e inimigos naturais. 2ª
Tomo índice de insetos e índice de plantas.
Ministério da Agricultura, Rio de Janeiro, parte 1
tomos 1,2, 906pp.; parte 2, tomo 1, 622pp.; parte 2,
tomo 2, 265pp.

SIMBERLOFF, D. - 1978

Colonization of islands by insects: immigration,
extinction and diversity
Symposium of the Royal Entomological Society of London 9:
139-153.

SIMBERLOFF, D. - 1979

Constraints on community structure during colonization.
In: Calms, J.Jr, G.P. Patil & W.E. Waters.
Environmental Biomonitoring, Assessment, Prediction and
Management - Certain Case Studies and Related
Quantitative Issues. Int. Co. Publ. House, Maryland,
p.415-424

SMITH, A. & P.J. ALLCOCK - 1985

The influence of species diversity on sward yield and
quality.
Journal of Applied Ecology 22:185-198

SMITH, J.G. - 1976

Influence of crop background on aphids and other
phytophagous insects on Brussels sprouts.
Annals of Applied Biology 83:1-13.

SNAYDON, R.W. - 1980

Plant demography in agricultural systems. In: Solbrig,
O.T. Ed. Demography and Evolution in Plant Population
Blackwell Sci. Publ. Oxford, Londres, p. 131-160.

SNAYDON, R.W. - 1984

Plant demography in an agricultural context. In:
Sarukhán, J. Ed. Perspectives on Plant Population
Ecology.
Blackwell Sci. Publ. Oxford, Londres, p. 389-407.

SORIANO, A., E. ZEIGER, E. SERVY, & A. SUERO - 1968

The effect of cultivation on the vertical distribution of seeds in the soil.

Journal of Applied Ecology 5:253-257.

SOUTHWOOD, T.R.F. - 1978.

Ecological methods, 2a. Edition

Chapman & Hall, Londres, 524pp.

SOUTHWOOD, T.R.E. & WAY - 1970

Ecological background to pest management. In: Rabb, R.L., F.E. Guthrie Eds. Concepts of Pest Management.

North Carolina State University, Raleigh, N.C, p 315-321

STANDIFER, L.C. - 1980

A technique for estimating weed seed populations in a cultivated soil.

Weed Science 28:134-138.

STANFORTH, D.W. - 1961

Losses caused by weeds in corn sorghum.

Proceedings of the 20th North Cent. Weed Control Conference, Iowa, p.23.

STANTON, M.L. · 1983

Spatial patterns in the plant communities and their effects upon insect search. In: Ahmad, S. Ed. Herbivorous insects: Host Seeking Behaviour and Mechanisms.

Acad Press, New York, p197-210.

STRONG Jr, D.R., J.H. LAWTON & R.S. SAOOTHWOOD · 1984

Insect on Plants. Community Patterns and Mechanisms.

Blackwell Sci. Publ. Oxford, Londres, 313pp.

SUKHORUCHENKO, G.I., A.A. SMIRNOVA, Y.E.V. VIKAR & A.I. KAPITAN · 1981

The effect of pyrethroids on the arthropods of a cotton agrobiocenosis.

Entomological Review 60 :1-10.

SUTTMAN, C.E. & G.W. BARNETT · 1979

Effects of sevin on arthropods in an agricultural and an old field plant community

Ecology 60:628-641.

SWAINE, M.D. & P. GREIG SMITH · 1980

An application of principal components analysis to vegetation changes in permanent plots.

Journal of Ecology 68:33-41.

TAHVANAINEN, J.O. & R.D. ROOT - 1972

The influence of vegetational diversity on the
population ecology of a specialized herbivore,
Phyllotreta cruciferae (Col.Chrysomelidae).
Oecologia 10:321-346.

TAMASHIRO, J.Y. & H.F. LEITAO FILHO - 1978

Observações sobre o ciclo de vida de Bidens pilosa L.
(Compositae-Heliantheae)
Hoehnea 7:27-40.

TE BEST, D.O. - 1984

Biological control of weeds with microbial herbicides
Fitopatologia Brasileira 9:443-453.

TEMPLETON, G.E., D.O. TE BEST & R.J. SMITH JUNIOR - 1979

Biological weed control with mycoherbicides.
Annual Review of Phytopathology 17: 301-310.

TRIPATHI, R.S. - 1977

Weed problem : an ecological perspective.
Tropical Ecology 18: 138-148.

TRIPLETT, G.B.J. & G.D. LYTLE - 1972

Control and ecology of weeds in continuous corn grown
without tillage.
Weed Science 20: 453-457.

UNAMMA, R.P.A. T. ENYINNIA & J.F. EMEZIE - 1985

Critical period of weed interference in
cocoyan/maize/sweet potato intercrop.

Tropical Research Management 31:21-23.

VAN DEN BOSH, R. & K.S. HAGEN - 1966

Predaceous and parasitic arthropods in California
cotton fields.

Bulletin California Agriculture Experimental Station.

Univ. Calif. 820, 32pp.

VAN DER MAAREL, E. - 1984

Dynamics of plant population from a synecological
viewpoint. In: Sarukhán, J. Perspectives on plant
population ecology.

Blackwell Sci. Publ., Oxford, Londres, p. 67-82.

VAN EMDEN, H.F. - 1962

Observation on the effects of flowers on the activity
of parasitic Hymenoptera.

Entomological Monographs Magazine 98: 225-259.

VAN EMDEN, H.F. - 1974

Pest Control and its Ecology. Studies in Biology n° 50

Camelot Press Ltd, Southampton, 60pp.

VAN EMDEN, H.F. & C.F. WILLIAMS - 1974

Insect stability and diversity in agroecosystem.

Annual Review of Entomology 19: 455-475.

VAZQUEZ YANÉS & O. SEGOVIA - 1984

Ecophysiology of seed germination in the tropical humid forests of the world: A review. In: Medina, E., H.A. Mooney & C. Vazquez-Yanés Eds. Physiological Ecology of Plants of the wet tropics.

Dr. W. Junk Publication, p. 37-50.

VENGRIS, J.; W.G. GOLBY & M. DRAKE - 1955

Plant nutrient competition between weeds and corn.

Agronomy Journal 31: 121-144.

WAHLSTEDT, W.C. & J.C. DAVIS - 1968

Fortran IV program for computation and display of principal components.

Kansas Geological survey Computer contributions, pp 21-27.

WALKOWIAK, A.M. & J.A. SIMONETTI - 1981

An assessment of the ruderal strategy in herbs: The case of Plantago hispidula.

Acta Oecologica 2: 287-290.

WAPSHERE, A.J. - 1980

Recent thoughts on exploration and discovery for biological control of weeds.

Proceedings of the International Symposium of Biological Control of Weeds. Brisbane Australia 5:75-79

WAPSHERE, A.J. - 1983

Problems in the use of plant biochemistry for establishing the safety of biological control agents for weeds: the Chondrilla and Echium/Heliotropium cases.

Entomophaga 28:287-294.

WAPSHERE, A.J. - 1985

The phytophagous guild on Echium in the Western Mediterranean and the biological control of the weed, Echium plantagineum.

Acta Oecologica Applicata 6: 331-338.

WESSON, G. & P.F. WAREING - 1969a

The role of light in the germination of naturally occurring populations of buried weed seeds.

Journal of Experimental Botany 20: 402-413.

WESSON, G. & P.F. WAREING - 1969b

The induction of light sensitivity in weed seeds by burial.

Journal of Experimental Botany 20: 414-425.

WILLIAMS, L.B. - 1964

Patterns in the Balance of Nature and Related Problems
in Quantitative Ecology

Acad Press, London New York, 324pp.

WILLIAMS, E.D. - 1984

Changes during 3 years in the size and composition of
the seed bank beneath a long-term pasture as influenced
by defoliation and fertilizer regime.

Journal of Applied Ecology 21: 603-615.

WILSON, C.L. - 1969

Use of plant pathogens in weed control.

Annual Review of Phytopathology 7: 411-434.

WINDER, J.A. & K.L.S. HARLEY - 1976

Exploration for organisms for biological control of
weeds.

Proceedings of IV International Symposium on Biological
Control of Weeds. Ed. Freedman, T.E. Univ. Florida, p.
35-38.

WINDER, J.A. - 1980

Factors affecting the growth of Lantana in Brazil

Thesis submitted to the University of Reading for the
degree of Doctor of Philosophy, 363pp.

WINDLE, P.N. & E.H. FRANZ - 1979

Plant population structure and aphid parasitism:
changes in barley monocultures and mixtures.

Journal of Applied Ecology 16: 259-268.

WOOD, R.K.S., M.J. WAY & R.M. MAY - 1987

Pests, pathogens and weeds.

Nature 327: 657-658.

WRIGHT, E.D. & J.E. LAIG - 1980

Numerical response of coccinellids to aphids in corn in
Southern Ontario.

Canadian Entomologist 112: 977-988.

YORINORI, J.T. - 1985

Biological control of milkweed (Euphorbia
heterophylla). In: Proc. of the 6th International
Symposium of Biological Control of weeds, Vancouver,
Canada, 885pp.

YORINORI, J.T., R. ASSIS & D.L.P. CAZZIERO - 1987.

Avaliação da compatibilidade de misturas. In:
Resultados de Pesquisas. Empresa Brasileira de Pesquisa
Agronômica, Centro de Pesquisa de Soja, Londrina-PR,

ZAR, J.H. - 1984

Biostatistical analysis

Prentice Hall Inc., Englewood, New York, 718pp.

ZINDAHL, R.L. - 1980

Weed - crop competition. A review

International Plant Prot. Center, Oregon St.
University, Corvallis, Oregon, 195pp.

ZWOLFER, H. & P. HARRIS - 1971

Host specificity determination of insects for
biological control of weeds.

Annual Review of Entomology 16: 159-178.

APÊNDICE I

SEMELHANÇA ENTRE FLORAS DE 1983 E 1984

Utilizando-se a série logarítmica de Fisher, segundo Greig Smith (1983), para comparar a composição de amostras, estimando-se um número esperado de espécies comuns às amostras de uma mesma comunidade, tem-se que:

1983 - Comunidade A

Com A=30 parcelas contendo um total de a=37 espécies.

1984 - Comunidade B

Com B=40 parcelas contendo um total de b=47 espécies.

sendo I = nº médio de indivíduos por parcela.

sendo T = total de espécies esperado caso as comunidades sejam as mesmas

sendo θ = diversidade de Williams $\Rightarrow$ $\frac{\text{nº spp com 1 indivíduo}}{\text{tamanho da amostra}}$

Um θ elevado é obtido quando há grande número de espécies com poucos indivíduos, ou seja, a dominância é baixa. O θ baixo significa que há dominância de uma ou poucas espécies.

$$T = \theta \log \frac{I(A+B)}{e \theta}$$

$$a = \theta \log \frac{IA}{e \theta}$$

$$b = \theta \log \frac{IB}{e \theta}$$

$$(1) \quad T - a = \theta \log \frac{A+B}{e A}$$

$$(2) \quad T - b = \theta \log \frac{A+B}{e B}$$

No caso da comunidade de invasoras em 1983 e 1984 tem-se:

$$T - 37 = \theta \log \frac{70}{e 30} \quad \text{substituindo T em (2) tem-se:}$$

$$\theta \log \left(\frac{70}{e 30} \right) + 37 - 47 = \theta \log \frac{70}{e 47} \Rightarrow 0,28768 \theta = 10$$

$$\theta = 37,76 \quad \text{substituindo em (1) tem-se:}$$

$$T = 68,99 \quad \text{portanto, o número esperado de spp comuns é:}$$

$$a + b - T = 15,01$$

No caso, o número de espécies comuns real foi de 25, portanto 67% acima do valor esperado para se considerar as amostras como pertencentes à mesma comunidade.

Apêndice III- Distribuição do número de indivíduos e de espécies entre as principais ordens de Arthropoda encontradas em amostras de varredura em campos de milho submetidos a diferentes tratamentos (Sujo, Controle - SC, Sujo + Inseticida - SI, Limpo Controle - LC e Limpo + Inseticida - LI) e em diferentes momentos (T).

Ordem	SC					SI					LC					LI					TIG	
	T1	T2	T3	T4	T5	T1	T2	T3	T4	T5	T1	T2	T3	T4	T5	T1	T2	T3	T4	T5		
Coleoptera	Ind	9	11	11	4	35	36	25	15	8	84	22	10	11	6	49	27	7	6	2	42	210
	Esp	2	4	6	4	10	6	20	11	5	17	4	6	6	6	14	4	2	4	1	8	22
Diptera	Ind	48	210	85	16	359	115	315	105	27	562	50	104	97	13	264	99	179	118	13	409	1594
	Esp	8	20	15	10	29	17	24	20	8	32	9	18	20	6	33	12	20	20	7	32	51
Hemiptera	Ind	3	25	19	27	74	7	45	18	36	106	4	10	5	17	36	10	18	6	25	59	275
	Esp	3	8	7	12	17	3	11	9	12	16	3	4	3	8	11	4	4	5	7	10	19
Homoptera	Ind	17	10	15	23	65	43	18	18	14	93	11	3	14	5	33	29	15	17	11	72	263
	Esp	10	6	5	8	17	15	11	5	8	21	4	3	5	4	8	10	4	6	6	15	24
Hymenoptera	Ind	6	5	7	22	40	4	17	10	29	60	2	8	6	21	37	5	9	12	9	35	96
	Esp	6	5	4	6	17	2	12	7	12	21	2	4	5	7	12	4	6	8	6	22	41
demais ordens	Ind	2	7	13	9	31	7	16	35	12	70	0	3	2	7	12	7	11	22	8	48	161
	Esp	2	2	4	3	5	5	4	6	5	7	0	3	2	4	7	4	3	2	3	5	8
Total	Ind	85	268	150	101	604	212	436	201	126	975	89	138	135	69	431	177	239	181	68	665	2675
	Esp	31	45	41	43	95	48	72	58	50	114	22	38	41	35	85	38	39	45	30	92	165

Apêndice IV - Relação do número acumulado de espécies (E) para cada parcela (P) em 1983 e 1984.

1983										1984									
P - E	P - E	P - E	P - E	P - E	P - E	P - E	P - E	P - E	P - E	P - E	P - E	P - E	P - E	P - E	P - E	P - E	P - E	P - E	P - E
1 9	11 12	21 7	31 17	41 8	51 11	61 8	71 11	81 11	91 11	101 11	111 11	121 11	131 11	141 11	151 11	161 11	171 11	181 11	191 11
2 11	12 8	22 8	32 16	42 9	52 10	62 10	72 10	82 10	92 10	102 10	112 10	122 10	132 10	142 10	152 10	162 10	172 10	182 10	192 10
3 15	13 7	23 9	33 15	43 11	53 15	63 13	73 15	83 15	93 15	103 15	113 15	123 15	133 15	143 15	153 15	163 15	173 15	183 15	193 15
4 10	14 11	24 10	34 16	44 12	54 12	64 10	74 12	84 12	94 12	104 12	114 12	124 12	134 12	144 12	154 12	164 12	174 12	184 12	194 12
5 7	15 8	25 10	35 15	45 9	55 13	65 6	75 13	85 13	95 13	105 13	115 13	125 13	135 13	145 13	155 13	165 13	175 13	185 13	195 13
6 6	16 13	26 12	36 16	46 9	56 16	66 8	76 16	86 16	96 16	106 16	116 16	126 16	136 16	146 16	156 16	166 16	176 16	186 16	196 16
7 5	17 12	27 11	37 16	47 10	57 16	67 9	77 16	87 16	97 16	107 16	117 16	127 16	137 16	147 16	157 16	167 16	177 16	187 16	197 16
8 12	18 9	28 12	38 15	48 16	58 10	68 11	78 15	88 15	98 15	108 15	118 15	128 15	138 15	148 15	158 15	168 15	178 15	188 15	198 15
9 9	19 12	29 11	39 16	49 8	59 10	69 9	79 16	89 16	99 16	109 16	119 16	129 16	139 16	149 16	159 16	169 16	179 16	189 16	199 16
10 9	20 8	30 9	40 10	50 8	60 12	70 9	80 10	90 10	100 10	110 10	120 10	130 10	140 10	150 10	160 10	170 10	180 10	190 10	200 10

APÊNDICE - V - (cont.)

FREQUÊNCIA DE ESPÉCIES ARTRÓPODES COLETADOS EM REDE ENTOMOLÓGICA POR TEMPO (1,2,3,4) CAMPO (L S) E
TRATAMENTO (I C) EM CAMPO DE MILHO

ORDEM	FAMÍLIA	ESPÉCIE	1LC	1SC	2LC	2SC	3LC	3LI	3SC	3SI	4LC	4LI	4SC	4SI	TOTAL	
DERMAPTERA	FORFICULIDAE	01401	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	1	
		10101	1	3	7	4	0	20	7	19	2	4	2	5	74	
		10102	0	0	0	0	0	0	0	0	2	0	0	0	0	2
DIPTERA	AGROMYZIDAE	20101	2	1	24	20	2	5	7	4	0	0	1	5	71	
		20201	0	0	0	3	0	0	0	0	0	0	2	0	0	2
		20301	0	3	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	3
ASILIDAE	20401	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	1	
		20501	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1
		20601	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
CERATOPOGOMIDAE	20701	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2
		20702	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	1
		20801	1	0	72	45	7	42	35	34	0	0	0	0	0	462
CHAMAEMYIDAE	20802	0	0	19	32	1	2	0	0	2	0	0	0	0	62	
		20803	0	0	1	3	2	1	0	0	0	0	0	0	0	13
		20804	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	1
CHIRONOMIDAE	20901	12	4	14	22	6	2	3	4	0	0	1	0	0	68	
		20902	2	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	3
		21001	0	0	0	1	0	0	1	1	0	0	0	0	1	4
DOLICHOPODIDAE	21101	0	2	9	10	1	1	0	3	0	0	0	0	0	29	
		21102	3	3	2	5	5	0	0	4	0	0	0	0	0	23
		21103	2	3	1	1	0	0	0	1	0	0	0	0	0	8
TOTAL		266	297	377	704	125	151	150	201	69	68	101	126	2675		
(CONTINUED)																

(CONTINUED)

APÊNDICE - V - (cont.)

FREQUÊNCIA DE ESPÉCIES ARTRÓPODES COLETADOS EM REDE ENTOMOLÓGICA POR TEMPO (1,2,3,4) CAMPO (L S) E
TRATAMENTO (I C) EM CAMPO DE MILHO

ORDEM	FAMÍLIA	ESPÉCIE	1LC	1SC	2LC	2SC	3LC	3LI	3SC	3SI	4LC	4LI	4SC	4SI	TOTAL
		30405	1	0	0	0	2	0	0	1	1	1	2	1	8
		30406	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	1
		30407	1	0	0	0	0	0	0	0	1	0	1	0	2
	NABIDAE	30501	1	0	0	0	0	2	0	0	0	0	1	0	3
	NEIDIDAE	30601	1	0	0	0	0	0	2	0	0	0	4	4	18
		30602	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	3
	PLOTARIIDAE	30901	1	0	0	0	0	1	0	0	1	1	2	2	21
	PYRHOCORIDAE	30901	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	14
	REDUVIDAE	31001	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	3
	SCUTELLERIDAE	31101	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1
	HOMOPTERA	40101	2	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	20
	CERCOPIDAE	40201	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1
		40202	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	3
	CICADELLIDAE	40301	2	1	1	1	1	2	1	1	0	0	0	2	14
		40302	1	4	5	0	0	0	1	0	0	0	0	0	10
		40303	1	12	13	0	0	0	10	9	1	3	2	2	81
		40304	1	7	8	4	0	2	0	5	1	2	7	3	50
		40305	1	3	6	0	0	0	1	0	0	0	1	0	11
		40306	1	0	2	1	0	1	0	0	2	1	1	2	11
		40307	1	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	3
		40308	1	1	3	0	0	0	0	0	0	2	1	2	10
	TOTAL		266	297	377	704	135	181	150	201	69	68	101	126	2675

(CONTINUED)

APÊNDICE - V - (cont.)

FREQUÊNCIA DE ESPÉCIES ARTRÓPODES COLETADOS EM REDE ENTOMOLÓGICA POR TEMPO (1,2,3,4) CAMPO (L S) E
TRATAMENTO (I C) EM CAMPO DE MILHO

ORDEM	FAMÍLIA	ESPÉCIE	1LC	1SC	2LC	2SC	3LC	3LI	3SC	3SI	4LC	4LI	4SC	4SI	TOTAL
		40309	1	1	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2
		40310	0	1	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	2
		40311	0	2	1	1	0	0	0	1	0	0	6	0	11
		40312	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1
		40313	0	1	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	2
		40314	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1
		40315	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	2
		40316	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	1
		40317	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2	1	6
		40401	7	5	1	1	1	1	0	0	0	0	0	0	16
		40402	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1
		40403	0	1	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	3
		40501	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	1
		50101	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1
		50201	0	1	0	0	0	0	0	2	0	0	1	1	5
		50202	0	0	1	0	0	0	0	1	0	0	0	0	2
		50301	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1
		50302	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	1
		50303	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	1	2
		50401	0	0	0	5	1	1	1	1	4	1	1	6	23
		50402	0	0	1	1	0	0	0	0	0	0	0	0	1
		TOTAL	265	297	377	704	135	181	150	201	69	68	101	126	2675

(CONTINUED)

APÊNDICE - V - (cont.)

FREQUÊNCIA DE ESPÉCIES ARTÍPODES COLETADOS EM REDE ENTOMOLÓGICA POR TEMPO (1,2,3,4) CAMPO (L S) E
TRATAMENTO (I C) EM CAMPO DE MILHO

ORDEN	FAMÍLIA	ESPÉCIE	1LC	1SC	2LC	2SC	3LC	3LI	3SC	3SI	4LC	4LI	4SC	4SI	TOTAL
		50403	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	1
		50404	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	1
	DIAPRIIDAE	50501	0	0	0	0	0	0	0	0	6	1	3	5	15
	EULOPHIDAE	50601	0	0	0	2	0	0	0	0	0	0	0	0	2
	EUPELMIDAE	50701	0	0	0	0	0	2	0	0	0	0	0	0	2
	EURYTOMIDAE	50801	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	1
	FORMICIDAE	50901	0	1	5	4	0	0	3	0	3	4	15	4	39
		50902	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	1
		50903	0	0	0	0	0	1	1	0	2	0	0	0	4
		50904	0	0	0	0	0	0	0	0	3	0	0	3	5
		50905	0	0	0	0	0	0	0	0	2	0	0	0	2
	HALICTIDAE	51001	0	0	0	0	1	0	0	0	0	1	0	0	2
		51002	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	1
		51003	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	1
	ICHNEUMONIDAE	51101	1	1	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	3
		51102	0	1	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	2
		51103	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1
		51104	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1
		51105	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	1
		51106	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	2
		51107	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	1
	TOTAL (CONTINUED)		255	497	377	704	135	191	150	201	69	58	101	126	2675

APÊNDICE - V - (cont.)

FREQUÊNCIA DE ESPÉCIES ARTRÓPODES COLETADOS EM REDE ENTOMOLÓGICA POR TEMPO (1,2,3,4) CAMPO (L S) E
TRATAMENTO (I C) EM CAMPO DE MILHO

ORDEM	FAMÍLIA	ESPÉCIE	1LC	1SC	2LC	2SC	3LC	3LI	3SC	3SI	4LC	4LI	4SC	4SI	TOTAL	
MEGACHILIDAE		51108	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	1	
		51201	0	0	1	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1
		51302	0	0	0	1	1	0	0	0	1	0	0	1	0	4
		51401	0	0	0	1	0	3	0	0	0	0	0	0	0	4
MYMARIDAE		51501	0	3	2	2	2	2	2	1	1	0	0	2	14	
		51502	3	0	0	1	0	2	0	0	2	0	0	1	4	13
ORUSSIDAE		51503	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1
		51504	0	0	0	1	0	1	0	0	0	0	0	0	0	2
PTEROMALIDAE		51601	1	0	1	0	0	0	0	0	1	0	0	0	1	5
		51602	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1
		51701	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1
		51702	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1
TRICHOGRAMATIDAE		60101	0	1	1	1	1	0	0	2	1	1	2	1	12	
		60201	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1
VESPIDAE		70101	1	1	1	1	1	0	2	1	0	0	0	0	13	
		70102	0	0	0	0	0	1	0	3	2	0	0	0	6	7
LEPIDOPTERA GELECHIDAE		90101	2	2	0	0	0	0	0	0	1	1	0	0	1	
		90000	3	2	4	13	0	2	1	1	8	3	2	5	2	45
NEUROPTERA CHRYSOPTIDAE		90000	3	2	4	13	0	2	1	1	8	3	2	5	2	45
		90000	3	2	4	13	0	2	1	1	8	3	2	5	2	45
HEMEROBIIIDAE		90000	3	2	4	13	0	2	1	1	8	3	2	5	2	45
		90000	3	2	4	13	0	2	1	1	8	3	2	5	2	45
THYSANOPTERA THRIPIDAE		90000	3	2	4	13	0	2	1	1	8	3	2	5	2	45
		90000	3	2	4	13	0	2	1	1	8	3	2	5	2	45
ARANEIDA		90000	3	2	4	13	0	2	1	1	8	3	2	5	2	45
		90000	3	2	4	13	0	2	1	1	8	3	2	5	2	45
TOTAL			266	297	377	704	135	181	150	201	69	68	101	126	2575	

Apêndice VI - Distribuição dos indivíduos e espécies por nível trófico entre os campos de milho com invasoras (S), submetidos a uma capina (L), tratados com inseticida (I) e controles (C); em quatro momentos do ciclo da cultura (T1, T2, T3 e T4).

Nível	Campos e Tratamentos															
	SC				SI				LC				LI			
	T1	T2	T3	T4	TT	T1	T2	T3	T4	TT	T1	T2	T3	T4	TT	TTG
Herbívoros	Ind	30	55	50	54	189	88	100	43	69	300	33	40	37	28	138
	Esp	18	23	23	29	44	32	42	23	37	51	10	20	20	17	37
Parasitos	Ind	6	4	2	6	18	4	12	8	16	40	2	2	3	7	14
	Esp	6	4	2	4	11	3	11	6	9	16	2	2	2	3	6
Predadores	Ind	6	153	57	18	234	15	232	98	28	373	5	56	28	18	107
	Esp	5	19	12	13	21	13	22	27	12	27	5	17	16	10	25
outros	Ind	43	56	41	23	163	105	92	52	13	262	49	40	67	16	172
	Esp	8	19	19	7	19	16	20	19	8	20	11	11	15	11	17
Total	Ind	85	268	150	101	604	212	436	201	126	975	89	138	135	69	431
	Esp	37	65	56	53	95	64	95	75	66	114	28	50	53	41	85

177 239 181 68 665 2675
51 57 56 38 92 165

Apêndice VII- Distribuição da proporção de inimigos naturais em relação ao número de herbívoros [(Predador + Parasito) / Herbívoro].

Tempo	Inseticida				Controle			
	Sujo		Limpo		Sujo		Limpo	
	ESP	IND	ESP	IND	ESP	IND	ESP	IND
1	0,50	0,28	0,59	0,26	0,75	0,70	0,50	0,13
	0,50	0,17	0,50	0,23	0,50	0,25	1,00	0,40
2	0,63	1,64	1,38	1,52	0,79	2,39	1,83	1,93
	1,00	3,42	1,40	1,66	1,33	3,33	0,57	1,16
3	1,45	2,88	2,33	5,30	0,46	0,76	0,77	0,91
	1,42	2,19	1,75	2,82	0,80	1,76	1,14	0,71
4	0,63	0,65	0,75	0,52	0,44	0,31	0,64	1,19
	0,50	0,62	0,42	0,28	0,77	0,57	1,00	0,50