Tabela 14.1 | Resíduo (MSFV/ha), produção líquida (MSFV/ha) e taxa de acúmulo (MSFV/ha/dia) de uma pastagem nativa submetida a diferentes ofertas de forragem no verão e outono. Média de quatro anos e duas repetições (2003 a 2007). Hulha Negra, RS.

PARÂMETROS	ESTAÇÃO DO ANO							
	Verão				Outono			
	Ofertas de forragem				Ofertas de forragem			
	4%	8%	12%	16%	4%	8%	12%	16%
Resíduo	553,21	672,31	795,07	947,18	247,36	404,97	636,52	767,88
Produção líquida	1316,25	1259,64	1630,01	1801,16	590,02	716,44	898,65	909,28
Taxa de acúmulo	13,00	12,39	15,79	17,86	7,98	9,51	11,83	11,80

Tabela 14.2 | Resíduo (MSFV/ha), produção líquida (MSFV/ha) e taxa de acúmulo (MSFV/ha/dia) de uma pastagem nativa submetida a diferentes ofertas de forragem no inverno e primavera. Média de quatro anos e duas repetições (2003 a 2007). Hulha Negra, RS.

PARÂMETROS	ESTAÇÃO DO ANO							
	Inverno				Primavera			
	Ofertas de forragem				Ofertas de forragem			
	4%	8%	12%	16%	4%	8%	12%	16%
Resíduo	234,49	311,72	452,23	575,11	229,24	281,30	410,39	513,91
Produção líquida	887,29	757,37	750,85	1067,49	993,15	1152,56	1182,22	1132,56
Taxa de acúmulo	9,11	7,76	7,70	11,23	11,87	13,51	14,41	13,91

maior crescimento nestas maiores ofertas de forragem. Nas Fig. 14.5 e 14.6 pode ser visualizada a condição da pastagem e dos animais nos potreiros com oferta de 12 e 4%, respectivamente. Em agosto de 2008 os animais da OF de 12% pesavam 398 kg e os da OF de 4% pesaram 242 kg (Fig. 14.7 e 14.8). A diferença de peso foi de 156 kg, ou seja, o peso dos animais da OF de 12% foi 39% superior ao peso dos animais da OF de 4%. Este mesmo comportamento foi observado em outubro de 2005, 22 meses após o início do primeiro período de avaliação. Os animais mais pesados eram os das ofertas de 12 e 16% (Fig. 14.9). Animais da oferta de forragem de 16% pesaram 420 kg enquanto que o peso dos animais da oferta de forragem de 4% foi de 332 kg. A diferença de peso entre a intensidade de pastejo muito baixa (16% OF) e a intensidade de pastejo alta (4% OF) foi de 88 kg. O peso dos animais da menor intensidade (16% OF) de pastejo foi 21% superior ao dos animais da alta intensidade de pastejo. Isto refletiu na idade de abate dos animais. Os animais das ofertas de 12% e 16% foram abatidos aos 36 meses enquanto que os da oferta de 4% foram abatidos aos 41 meses.

Tabela 14.3 | Carga animal (kg peso vivo/ha) em pastagem nativa submetida a diferentes ofertas de forragem (4, 8, 12 e 16%) nas quatro estações do ano. Média de quatro anos e duas repetições (2003 a 2007). Hulha Negra, RS.

ESTAÇÃO DO ANO	OFERTAS DE FORRAGEM			
	4%	8%	12%	16%
Verão	563	342	282	193
Outono	359	303	281	269
Inverno	203	196	192	170
Primavera	442	237	221	193

Figura 14.5 Animais no tratamento de oferta de forragem de 12%; visão geral do potreiro e foto ampliada do resíduo presente no campo. Hulha Negra, agosto de 2008.

Figura 14.6 Animais no tratamento de oferta de forragem de 4%; visão geral do potreiro e foto ampliada do resíduo presente no campo. Hulha Negra, agosto de 2008.

Figura 14.7 Animal no tratamento de oferta de 12% PV. **398 kg**

Figura 14.8 Animal do tratamento de oferta de 4% PV. **242 kg**

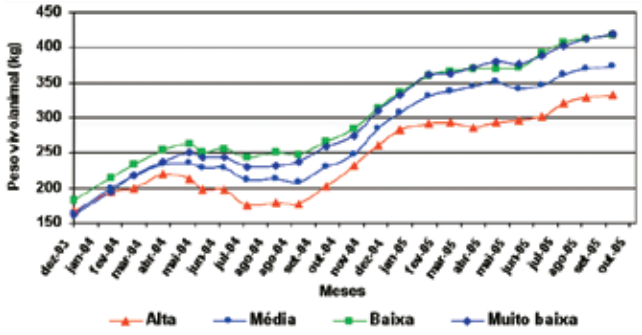


Figura 14.9 Desenvolvimento de novilhos em pastagem nativa no período de dezembro de 2003 a outubro de 2005 (4% OF = alta; 8% OF = média; 12% OF = baixa; 16% OF = muito baixa). Hulha Negra, RS.

Considerações finais

O aumento da intensidade de pastejo ocasiona um decréscimo no GMD que influenciará no desenvolvimento dos animais, refletindo, posteriormente, na idade de abate. Nas menores intensidades de pastejo se obtém maiores desempenhos individuais dos animais conservando a riqueza florística da flora campestre do bioma Pampa.

Referências

Bilenca D.N. & Miñarro F.O. 2004. *Identificación de áreas valiosas de pastizal em las pampas y campos de Argentina, Uruguay y sur de Brasil.* Fundación Vida Silvestre Argentina, Buenos Aires.

Boldrini I.I. 2006. Biodiversidade dos Campos Sulinos. In: *I Simpósio de Forrageiras e Produção Animal – Ênfase: Importância e Potencial Produtivo da Pastagem Nativa* (eds. Dal'Agnol M, Nabinger C, Rosa LMG, Silva JLS, Santos DT & Santos RJ). UFRGS, Departamento de Plantas Forrageiras e Agrometeorologia, Porto Alegre, pp. 11-24.

Corsi M. & Goulart R. 2006. O sistema de produção de carne e as exigências da sociedade moderna. In: *23 Simpósio sobre Manejo da Pastagem. As pastagens e o meio ambiente* (eds. Pedreira CGS *et al.*). FEALQ, Piracicaba, SP, pp. 7-35.

EMBRAPA 1997. *Manual de métodos e análise de solo*. 2 ed. CNPS, Rio de Janeiro, 212 p.

Felício P.E. 2001. Sistemas de qualidade assegurada na cadeia de carne bovina: a experiência brasileira. In: *I Congresso Brasileiro de Ciência e Tecnologia de Carnes* (Anais...), Campinas, pp. 342-355.

Fontaneli R.S. & Jacques A.V.A. 1988. Melhoramento de pastagem natural: ceifa, queima, diferimento e adubação. *Revista Brasileira de Zootecnia* 17: 180-194.

Moreno J.A. 1961. *Clima do Rio Grande do Sul*. Secretaria da Agricultura do Rio Grande do Sul, Porto Alegre, 41 p.

Mott G.O. & Lucas H.L. 1952. The design, conduct and interpretation fo grazing trials on cultivated and improved pastures. In: *6th International Grassland Congress* (Proceedings...), Pasadena, pp. 1380-1385.

Mueller-Dombois D. & Ellenberg H. 1974. *Aims and methods of vegetation ecology*. John Wiley, New York, 547 p.

Nabinger C. 1980. Técnicas de melhoramento de pastagens naturais no Rio Grande do Sul. In: *Seminário sobre pastagens – "De que pastagens necessitamos"*. FARSUL, Porto Alegre, pp. 28-58.

Nabinger C. 2002. Sistema de pastoreio e alternativas de manejo de pastagens. In: *7 Ciclo de palestras em produção e manejo de bovinos de corte. Ênfase: manejo produtivo e sistemas de produção em bovinos de corte* (Anais...). Universidade Luterana do Brasil, Canoas, pp. 7-60.

Nabinger C. 2006. Manejo e produtividade das pastagens nativas do subtrópico brasileiro. In: *I Simpósio de Forrageiras e Produção Animal* (Anais...). UFRGS, Porto Alegre, pp. 25-76.

Pillar V.D. & Orlóci L. 1996. On randomization testing in vegetation science: multifactor comparisons of relevé groups. *Journal of Vegetation Science* 7: 585-592.

Pillar V.D.P. 2001. SYNCSA, software for character-based community analysis. In. Departamento de Ecologia, UFRGS, Porto Alegre.

Quadros F.L.F., Cruz P., Theu J.P., Duru M., Frizzo A., Carvalho P.C.F. & Trindade J.P.P. 2006. Uso de tipos funcionais de gramíneas como alternativa de diagnóstico da dinâmica e do manejo de campos naturais. In: *43 Reunião anual da Sociedade Brasileira de Zootecnia*. Sociedade Brasileira de Zootecnia, João Pessoa, pp. 1-4.

Soares A.B., Carvalho P.C.F., Nabinger C., Semmelmann C., Trindade J.K., Guerra E., Freitas T.S., Pinto C.E., Júnior J.A.F. & Frizzo A. 2005. Produção animal e de forragem em pastagem nativa submetida a distintas ofertas de forragem. *Ciência Rural* 35: 1148-1154.

Thurow J.M., Nabinger C., Castilhos Z.M., Carvalho P.C.F., Medeiros C.M.O. & Machado M.D. no prelo. Efeitos da estrutura da vegetação sobre o comportamento ingestivo de novilhos. *Revista da Sociedade Brasileira de Zootecnia*.

José Flores Savian. Hulha Negra, RS.

Capítulo 15

A abordagem funcional da ecologia campestre como instrumento de pesquisa e apropriação do conhecimento pelos produtores rurais

Fernando L. F. de Quadros[1], José Pedro P. Trindade[2] & Marcos Borba[2]

Introdução

Os chamados Campos Sulinos do Rio Grande Sul, com exceção dos campos de altitude, foram desmembrados do Bioma Mata Atlântica e a partir do ano de 2004 foram considerados, no que tange a classificação brasileira, como Bioma Pampa, contemplando uma área de 176.496 km^2, o que corresponde a 2,07% do território nacional (IBGE 2004). Este bioma ainda pode ser acrescido dos campos do sul do Paraguai, nordeste da Argentina e todo o território do Uruguai (região biogeográfica do Pampa) totalizando uma área aproximada de 500.000 km^2 (Pallarés *et al.* 2005). Por ser um conjunto de ecossistemas muito antigos, o Pampa apresenta flora e fauna próprias e grande biodiversidade (veja Capítulos 4 e 7), sendo estimadas, para o Rio Grande do Sul, 3000 espécies vegetais, das quais cerca de 523 gramíneas, 357 compostas, 250 leguminosas e 200 ciperáceas (Boldrini 2006). Se compararmos as perdas percentuais de vegetação natural com a Amazônia, veremos que estimativas não oficiais de organizações ambientalistas apontam para uma redução de 12% da área original do bioma Amazônia e que em 2020 teríamos perdido 25% da cobertura original (WWF-Brasil 2009). Enquanto isso se observa que o impacto no bioma Pampa (brasileiro) é muito maior, pois até 2005 restavam apenas 25% de vegetação natural com prováveis perdas irreversíveis da fauna e flora (Hasenack *et al.* 2007).

Mesmo que reconheçamos que o atual bioma Pampa é o produto de cerca de quatro séculos de intervenção crescente do homem, ainda assim, a forma como ele se apresenta e sua capacidade de resiliência, tornam absolutamente indispensáveis sua manutenção, como forma de preservação do ambiente, da paisagem e da sustentabilidade econômica (Nabinger 2006). E a melhor forma de preservação deste ambiente é sem dúvida a forma como atualmente ele se apresenta, obtendo como

Foto de abertura: Fernando Quadros. Dia de campo do SEBRAE/SENARS na Fazenda Santana em Santana do Livramento, RS.

1 Professor Associado, Dep. de Zootecnia UFSM, Bolsista do CNPq; Av. Roraima 1000, S. Maria, RS. E-mail: flfquadros@yahoo.com.br
2 Pesquisadores EMBRAPA-CPPSul, Bagé, RS.

produto final a produção pecuária. Enquanto no bioma Amazônia, as discussões ambientais são baseadas na preservação dos recursos naturais, o bioma Pampa tem uma função econômica evidente que foi muito bem descrita pelo biólogo francês August Saint – Hilaire (Saint-Hilaire 1974), entre os anos de 1820 e 1821, "*As magníficas pastagens que cobrem as capitanias de Rio Grande do Sul e Uruguai convidam naturalmente os primeiros povoadores à criação de gado...*".

Os primeiros descritores desta diversidade florística foram estudiosos estrangeiros como Saint-Hilaire, Avé-Lallemant (Avé-Lallemant 1980), que contribuíram para iniciar o reconhecimento científico de suas características e permitiu o desenvolvimento de um conhecimento empírico a partir dos primeiros grupos humanos que ocuparam a região e já a vinham explorando. Destacam-se, no início do século 20, as contribuições à sistematização deste conhecimento pelo estudioso padre Balduíno Rambo (Rambo 1956). Ao longo do século XX, uma contribuição que merece destaque, foi a do Prof. Ismar Leal Barreto, que além do seu profundo conhecimento sobre a flora campestre do Estado, soube formar uma equipe multidisciplinar e interinstitucional que iniciou um esforço científico para organizar e aprofundar o conhecimento sobre a flora regional (veja homenagem neste livro). Sua habilidade para as relações humanas permitiu que técnicos de diversas formações (agrônomos, biólogos, veterinários e zootecnistas, entre outros) pudessem sistematizar este conhecimento e iniciar os primeiros estudos acadêmicos sobre o tema. Entretanto, a capacidade de identificar as espécies da flora utilizando sua taxonomia, desde os primeiros estudos, ainda é um conhecimento restrito a poucos profissionais e que não tem se universalizado nem no meio técnico nem nos agentes das cadeias produtivas ligadas às pastagens naturais.

Estamos assim diante de um dilema que vem se repetindo ao longo dos séculos de ocupação da civilização européia na região: precisamos preservar algo que não é reconhecido pela diversidade de seus componentes, a não ser como uma "entidade": o "campo nativo" (que não é o mesmo, nem em cada potreiro de uma propriedade), e devemos conscientizar os agentes de desenvolvimento e habitantes do ecossistema sobre os riscos de degradação e as possibilidades de conservação. Proporemos, a seguir, uma alternativa de simplificar o conhecimento desses componentes buscando uma linguagem simples e que permita um diálogo mais construtivo entre os vários "atores" que atuam nesse ecossistema (produtores, técnicos, pesquisadores, formuladores de políticas públicas, ...). Na seqüência do texto, apresentaremos a abordagem funcional de análise da vegetação e proporemos uma alternativa de apropriação desse conhecimento por esses diferentes "atores".

Alternativas à abordagem filogênica tradicional

A moderna ecologia de populações vem trabalhando ao longo das últimas décadas do século XX, e no início deste, com um conceito de funcionalidade ecossistêmica. As plantas ocupariam "nichos" espaço-temporais de acordo com sua habilidade de competição, de tolerância a distúrbios, de regeneração/reprodução, ... Esta perspectiva de agrupar plantas segundo algumas características, não necessariamente filogênicas, se apresenta como uma possibilidade de traduzir a biodiversidade complexa da abordagem clássica da taxonomia, em menor grupo de plantas. Parte destes ainda pode ser apoiada nos grupos taxonômicos, em escala mais abrangente: graminóides, leguminosas, rosuladas, ervas arbustivas, ... (Pillar & Orloci 1993, Joner 2008).

Quadros *et al.* (2008) propõem como alternativa à construção de uma tipologia de pastagens naturais, capaz de atender as demandas dos produtores e dos "conselheiros técnicos", o uso de atributos (características) foliares de gramíneas nativas. Estas representam o grupo taxonômico dominante na biomassa aérea produzida nas pastagens naturais. Segundo Quadros *et al.* (2006), estas contribuem com cerca de 65 a 85% da massa de forragem total em pastagens naturais do Sul do Brasil. Além da importância de sua contribuição para a dieta de herbívoros domésticos e selvagens que habitam o bioma, apresentam uma maior amplitude de variação nos valores dos atributos selecionados, bem

como uma menor variação intra-específica que outros grupos taxonômicos (Ansquer *et al.* 2004). Adicionalmente, os atributos avaliados apresentam protocolos simples para a tomada destas medidas. Entre os atributos propostos por grupos de pesquisadores (Cornelissen *et al.* 2003), destacam-se o teor de matéria seca de laminas foliares hidratadas (TMS) e sua área foliar específica (AFE). Podem ser medidas simples, tomadas em épocas particulares, capazes de caracterizar o ambiente em que as plantas se desenvolvem (disponibilidade hídrica e nutricional) e o histórico de utilização da área (intensidades de corte e/ou pastejo) (Cruz *et al.* submetido).

Uma proposição que pretenda diagnosticar o papel da diversidade funcional ou da biodiversidade de um ecossistema como elemento para sua sustentabilidade (em suas facetas econômicas, culturais, sociais e ecológicas), não deveria abranger toda a diversidade possível? Porque se ater apenas a um grupo integrante desta, apenas uma família, quando várias fazem parte dessa diversidade? Neste sentido, além dos aspectos acima mencionados podemos acrescentar a natural limitação humana em compreender a diversidade espaço-temporal para além de um plano bi ou tridimensional. Se a percepção concreta dos técnicos que receberam anos de educação formal, limita sua capacidade de identificar grupos de plantas num universo de centenas de alternativas, o que se poderia esperar de "manejadores" com limitada formação acadêmica?

A proposição desses autores (Quadros *et al.* 2006, 2008), baseada em atributos foliares de gramíneas, pretende funcionar como um indicador de compreensão mais simples à qual se poderiam acoplar novos elementos de categorização funcional semelhante, à medida que o processo for evoluindo. As categorias "leguminosas"; espécies arbustivas; espécies rosuladas, entre outras podem apresentar comportamentos semelhantes em resposta aos processos ecossistêmicos e serem futuras categorias funcionais a serem incluídas no diagnóstico da gestão das pastagens naturais.

Como já propuseram Cruz *et al.* (2002), para outras condições climáticas, edáficas e culturais), as fisionomias pastoris poderiam ser reagrupadas em pastagens de tipos identificados por combinações de letras. A cada um destes tipos podem corresponder potenciais de produção de massa forrageira "colhível"; valor nutricional; aptidão a um pastejo contínuo com determinada oferta de forragem; tolerância a um pastoreio rotativo com determinado intervalo de desfolha, entre outras alternativas de manejo.

Os passos seguintes neste processo de avanço do conhecimento seriam o desenvolvimento de modelos preditivos do crescimento e da dinâmica das pastagens naturais e a apropriação deste conhecimento por uma maior parte da população que convive e trabalha com este sistema produtivo. Neste último particular, estratégias de pesquisa participativa, de construção cooperativa do conhecimento, de divulgação conjunta com agentes locais de desenvolvimento e lideranças comunitárias, podem ser alternativas a utilizar no sentido de universalizar os conceitos e de consolidar uma percepção mais ampla dessa cultura.

A proposição de tipologia funcional baseada em gramíneas

Conforme os conceitos acima expressados, estamos construindo uma tipologia para as pastagens naturais do RS, baseados nos atributos TMS e AFE de laminas foliares das gramíneas dominantes na massa de forragem da pastagem. Nesta construção contamos com uma base de dados coletada num experimento com ofertas de forragem, conduzido há mais de 20 anos na UFRGS, e com outros dois experimentos com pastagens naturais conduzidos por 13 anos na UFSM, em Santa Maria, e há 8 anos no CPPSul-EMBRAPA, em Bagé.

Utilizamos como base para a construção desta tipologia a relação (coeficiente de correlação ou congruência ecossistêmica) entre os valores dos atributos, com sua respectiva participação na massa de forragem, e variáveis características do ambiente (variáveis de solo, níveis de oferta de forragem

ou exclusão do pastejo, adubação, queima), seguindo uma metodologia proposta por Pillar & Sosinski (2003). Esta abordagem permitiu a proposição da tipologia sumarizada na Tabela 15.1.

Nesta tabela, é possível identificar 22 espécies (inclui-se neste número três gêneros que podem incorporar mais espécies) de gramíneas parcialmente representativas (cerca de 6%) da diversidade desta família no RS. Se considerarmos que são as espécies mais freqüentes e de maior contribuição na massa de forragem, pode-se supor que já possuímos um volume de informações bastante representativo da área do bioma Pampa.

▼ Tabela 15.1 | Grupos de tipos funcionais de plantas (TFs) baseados no teor de matéria seca (TMS $g.kg^{-1}$) e área foliar específica (AFE $m^2.kg^{-1}$) de folhas de gramíneas predominantes em pastagens naturais do RS (Cruz *et al.* submetido).

Grupos	TMS ($g.kg^{-1}$)	AFE ($m^2.kg^{-1}$)	Espécies
A	< 300	>20	*Axonopus affinis*, *A. argentinus*, *Dichantelium sabulorum*, *Paspalum notatum*, *P. paucifolium*, *P. pumilum*
B	300 a 400	14 a 16	*Andropogon lateralis*, *A. selloanus*, *A. ternatus*, *Coelorachis selloana*, *Paspalum notatum*, *P. plicatulum*, *Schizachyrium microstachyum; S. spicatum*,
C	400 a 500	8 a 12	*Andropogon lateralis*, *Erianthus* spp, *Piptochaetium montevidense*, *Paspalum plicatulum*, *Piptochaetium stipoides*, *Sporobolus indicus*, *Stipa* spp
D	>500	< 8	*Aristida laevis*, *A. phylifolia*, *A. venustula*, *Erianthus* spp, *Piptochaetium montevidense*, *Sorghastrum* spp

O primeiro grupo, o chamado tipo A, é composto majoritariamente por espécies prostradas, estoloníferas ou rizomatosas, adaptadas a pastejos mais intensos e freqüentes, de maior abundância em ambientes com maior fertilidade do solo e/ou disponibilidade hídrica. Pelo conjunto dessas características, podem ser classificadas como plantas de captura de recursos, que os utilizam intensa e rapidamente, com grande reciclagem interna de nutrientes e componentes estruturais. Alocam menos tecidos em suas estruturas fotossintéticas, que tem uma duração de vida menor, com folhas menos espessas e mais tenras, portanto com maior AFE e menor TMS. Essas plantas possuem valor nutricional mais elevado, o que leva a intensidades de desfolha mais elevadas, na ausência de um ajuste adequado de carga em pastejo contínuo. Este fato gera uma resposta morfogênica nas plantas, com formação de folhas menores e menos longevas, como estratégia de escape à desfolha.

No outro extremo da tabela, o último grupo chamado de D, é composto por espécies que formam touceiras densas, com grande acúmulo de material senescente em pé nas mesmas. Em sua maioria, são espécies adaptadas a ambientes marginais, menos férteis, mais pedregosos, com limitações edáficas e climáticas. Esta adaptação desenvolveu nestas plantas uma característica de conservação dos recursos captados, portanto a reciclagem interna desses é menor. Essas espécies investem os nutrientes e os fotoassimilados em estruturas foliares mais complexas, mais densas e de maior duração de vida, apresentando um maior TMS. Como conseqüência, apresentam uma menor eficiência fotossintética por unidade de área foliar que as do grupo A e, apresentando uma menor AFE. São, portanto, plantas com menor valor nutricional e menos adaptadas às desfolhações intensas e freqüentes. Em áreas sob pastejo contínuo, sem ajustes da carga animal e com cargas elevadas, as plantas deste grupo tendem a ser suprimidas ou a reduzir muito sua freqüência pela menor capacidade competitiva em relação à pressão de pastejo.

Essa menor adaptação a um nível mais intenso de utilização, não significa que esse grupo de espécies (tipo D) não apresente um papel relevante na conservação dos ecossistemas pastoris. Sua habilidade de conservação de recursos e adaptação a solos pobres pode ser importante para a cobertura do solo. Em solos com limitações sérias na ciclagem de nutrientes, como aqueles suscetíveis ao processo de arenização no Sudoeste do RS, a supressão destas plantas torna os solos mais descobertos e aumenta os efeitos dos processos de erosão eólica e hídrica (Trindade *et al.* 2008).

Face ao caráter recente deste tipo de abordagem, os limites das classes e os grupos de espécies enquadradas ainda são um pouco arbitrários, mas poderiam ser descritos da seguinte forma. As plantas

do grupo B têm uma duração de vida das folhas um pouco maior que as do grupo A, portanto com maior TMS e menor AFE, são menos eficientes na captura de recursos e também menos tolerantes a desfolhas intensas e freqüentes. Incluem espécies de vários hábitos de crescimento, desde prostradas a cespitosas, ou plantas que exibam uma maior plasticidade fenotípica. Neste caso, seriam plantas que alteram seu programa morfogênico em resposta às variações ambientais. Podem-se citar os casos de *A. lateralis*, *P. plicatulum* e *P. notatum*. Nos dois primeiros exemplos, são espécies que se enquadram nos grupos B e C, ou seja, em maiores intensidades de desfolha, reduzem o comprimento e a espessura das laminas foliares, reduzindo também a emissão de colmos floríferos, mantendo suas reservas em tecidos meristemáticos próximos à superfície do solo (Carvalho *et al.* 2006, Nabinger 2006). No caso de *P. notatum*, é uma espécie que pode se enquadrar em A ou B, também em função da intensidade de desfolha, estando no primeiro grupo, quando modifica seu aparato fotossintético pela "miniaturização" de suas estruturas (Díaz *et al.* 1998). Em condições de menor intensidade de desfolha, reduz sua abundância e cobertura pela menor capacidade de competição com espécies cespitosas como as supracitadas.

Finalmente, o grupo C inclui algumas espécies presentes no grupo anterior, que já foram descritas e ainda outras dos gêneros *Piptochaetium*, *Sporobolus* e *Stipa*. Seriam plantas enquadráveis no tipo de conservação de recursos, pela maior duração de vida das folhas, menor degradabilidade dos tecidos e menor tolerância às desfolhas intensas e freqüentes. Estas podem representar também exceções quanto a sua adaptação aos recursos de solos ou ao manejo. No caso do primeiro gênero, suas espécies aumentam a abundância e cobertura em ambientes férteis e sombreados, o que é característico de plantas C3, que dependem de uma maior concentração de Rubisco, para serem mais eficientes fotossinteticamente. Quanto à *Sporobolus indicus*, é uma espécie adaptada a ambientes com desfolhas intensas e freqüentes, pela sua maior tolerância à compactação superficial do solo, decorrente das cargas elevadas e pela rejeição dos animais às suas folhas espessas e lignificadas (maior TMS).

As possibilidades de apropriação do conhecimento

Temos historicamente uma dificuldade grande de adoção de tecnologias por parte dos pecuaristas brasileiros. De modo geral, eles são avessos ao risco e não utilizam critérios de gerenciamento econômico para suas tomadas de decisão, sendo a tradição, a satisfação pessoal e a segurança da atividade, as principais motivações dos pecuaristas de corte gaúchos (SEBRAE/FARSUL/SENAR 2005). Este comportamento, que pode ser considerado o principal entrave para a considerada "modernização" da pecuária, reduziu nesta atividade os impactos ambientais que as tecnologias "de ponta" causaram nas regiões eminentemente "agrícolas" do Estado. As drásticas reduções da cobertura florestal e campestre "originais" do RS podem ser atribuídas principalmente a ocupação dos solos por lavouras anuais (a chamada expansão da fronteira "agrícola") e mais recentemente pelo florestamento (silvicultura) em áreas tipicamente campestres.

O principal parâmetro para a comparação entre os custos de oportunidade de usos alternativos do solo tem sido a rentabilidade anual por área. De forma geral, nesta "contabilidade" não são registrados os custos ambientais (veja Capítulo 8), que podem incluir o potencial de contaminação dos lençóis freáticos, as perdas de carbono orgânico, a perda de biodiversidade faunística e florística e do caráter cênico da paisagem. Dificilmente são avaliadas as perdas culturais de habitantes das regiões atingidas pelo impacto da transformação em grande escala do uso do solo.

Entretanto, toda a valorização ambiental, cultural, econômica e social de um ecossistema depende da capacidade de percepção dos componentes ambientais pelos agentes envolvidos (habitantes, produtores, consumidores, visitantes, ...) nesse processo. No que diz respeito aos componentes florísticos desta percepção, a capacidade de identificação das espécies vegetais ainda é uma habilidade restrita a poucos indivíduos.

Temos então que considerar a educação para esta valorização como um processo. E todo processo educativo necessita ser planejado como uma proposta de médio e longo prazo. Nossa contribuição a este processo educativo parte do princípio de simplificação da complexidade para que sua compreensão possa começar a ocorrer em algumas etapas.

Nesse caso, pretendemos adaptar um processo educativo já utilizado na França, com grupos de produtores organizados em cooperativas, que discutem com técnicos propostas de apropriação do conhecimento gerado pelas Instituições de Pesquisa. Entre essas, está a utilização de uma tipologia das pastagens naturais baseada nos mesmos atributos acima apresentados.

Essa propõe o uso de combinações de letras (de acordo com a tipologia de Ansquer *et al.* 2004) que indicariam os grupos dominantes de gramíneas das pastagens naturais. Como exemplo, poderíamos supor uma pastagem do tipo Ab – seria uma pastagem dominada por gramíneas típicas de captura de recursos, com alto valor nutricional e adaptada a utilizações precoces, intensas e freqüentes. No caso das regiões montanhosas da França, seriam pastagens utilizadas cedo na primavera, para pastejo rotativo e a partir de meados da estação de crescimento seriam diferidas para produção de forragem a conservar, na forma de ensilagem ou feno.

Pastagens de um tipo Bc seriam dominadas por gramíneas ainda do grupo de captura (B), mas com boa participação de espécies de conservação de recursos(c). As primeiras tem bom valor nutricional, mas com maior duração de vida das folhas (DVF) que as do grupo A, tendo portanto uma maior capacidade de acumular massa de forragem de qualidade por mais tempo. Embora de qualidade inferior, as do grupo C têm ainda maior DVF, o que lhes permite manter as folhas vivas e com razoável valor nutricional por mais tempo. Esta estratégia as torna muito adaptadas ao uso para cortes ou para pastejos tardios pós-diferimento.

Finalmente, outra combinação possível seriam pastagens de um tipo cD, dominadas pelo último grupo funcional (D), plantas tipicamente de conservação de recursos, adaptadas a ambientes pobres em nutrientes, com menor produtividade, mas com boa capacidade de acumular massa de forragem, com folhas mais longevas (maior DVF), tolerando períodos de descanso ou diferimento mais longos e, mais adaptadas a pastejos mais tardios.

Esses exemplos ilustram as possibilidades de combinações de diversidade funcional que poderia ser adaptada às nossas condições pastoris, se pudermos avançar o conhecimento local sobre os atributos característicos de nossa flora, bem como um processo de apropriação desse conhecimento entre os agentes locais que podem utilizar essas informações.

O desenvolvimento de estratégias para o manejo ecológico dos recursos naturais campestres, em uma concepção Agroecológica, se dá mediante a construção coletiva e/ou pesquisa/ação participativa. Este processo se consolida através de unidades experimentais participativas (UEPA's), espaços de construção coletiva do conhecimento e do desenvolvimento de estratégias sustentáveis de manejo dos recursos naturais, tendo como base a valorização dos recursos e dos saberes locais (Canuto 2004). Neste contexto, a construção participativa de uma tipologia definida a partir de atributos morfológicos representa uma importante estratégia para o "reconhecimento", valorização de potencialidades e a construção de saberes locais e estratégias sustentáveis de manejo dos recursos naturais campestres. Principalmente como um instrumento facilitador de entendimento dos complexos processos ecológicos de um Agroecossistema, tanto por técnicos como "manejadores".

A identificação de espécies, do ponto de vista da assistência técnica e dos "manejadores", representa uma grande dificuldade para o entendimento, acompanhamento e monitoramento das relações de manejo e seus efeitos sobre a vegetação campestre, principalmente no âmbito da pecuária familiar. Neste contexto, o uso da terminologia, como a proposta por Ansquer *et al.* (2004), utilizando atributos morfológicos como descritores, facilita a construção de um processo

de "reconhecimento" (no sentido de reconhecer o que já é conhecido) dos processos ecológicos determinantes da fisionomia/composição dos ecossistemas campestres e a construção de estratégias de melhor uso dos campos. O "reconhecimento" proposto tem um novo sentido: o de reavaliar as ações/estratégias de manejo e valorizar as potencialidades do ambiente local e dos recursos naturais. Busca um resgate do conhecimento construído através de uma relação de coexistência do homem com seu ambiente natural, através de um processo de valorização do saber local, na definição/reorganização das estratégias de intervenção.

A forma mais simples de "visualização", representada por uma composição de tipos funcionais de planta, aliada a métodos de pesquisa participativa na construção de uma tipologia, a exemplo da desenvolvida em Ansquer *et al.* (2004), adaptada aos ecossistemas campestres sulinos, poderá estimular ao redesenho de estratégias de melhor uso das pastagens naturais. A apropriação/entendimento dos processos em ecossistemas campestres pelos atores envolvidos em todo o processo torna-se facilitada quando são associadas estratégias de manejo a "tipos de vegetação", pois considera o conhecimento adquirido pela experiência dos atores locais. A recuperação da capacidade de observação de técnicos, além de favorecer e/ou resgatar a capacidade de observação, potencializa a capacidade de interpretação dos problemas e formulação de respostas (Canuto 2004).

Em UEPA's na Serra do Sudeste do Rio Grande do Sul se percebe claramente uma melhor compreensão, tanto por técnicos como por "manejadores", da relação entre as diferentes estratégias de manejo do pastejo e uma tipologia de vegetação que associa atributos de fácil percepção ou espécies típicas da fisionomia, como a altura de plantas, o hábito de crescimento e a fisionomia da pastagem (arranjo de populações de diferentes alturas e/ou hábitos de crescimento). Considerando somente os componentes da família Poaceae, os campos manejados com maior intensidade e freqüência de pastejo, podem ser caracterizados pelo predomínio de indivíduos das espécies de *Paspalum notatum* e *Axonopus affinis*, nesta ordem, em encostas, e nas áreas um pouco mais úmidas se inverte a ordem de abundância, e em algumas circunstâncias, com o aparecimento de *Paspalum pumilum*, há uma menor participação de *P. notatum*, tendendo, muitas vezes, ao desaparecimento desta. Por outro lado, pode-se observar em comunidades vegetais campestres de áreas mais heterogêneas e maiores, também manejadas sob pastoreio contínuo, a formação, em manchas, de uma estratificação vertical da vegetação. No estrato inferior *P. notatum*, *A. affinis*, *Piptochaetium montevidensis* e a constante freqüência de indivíduos de *Sporobulus indicus* e, em menor proporção, indivíduos das espécies de *Botriochloa laguroides*, *Andropogon bicornis*, *Paspalum dilatatum*, *Choelorachis selloana*, entre outras espécies, no estrato superior.

Sendo assim pastagens naturais manejadas sob pastoreio intensivo tendem a apresentar uma fisionomia muito típica que se caracteriza pela sua homogeneidade e baixa altura de forragem. Já as pastagens do segundo caso se caracterizam por uma maior heterogeneidade na distribuição vertical da forragem, graças a presença de espécies forrageiras cespitosas.

A utilização de métodos participativos de pesquisa e experimentação em pastagens naturais, associados a "tipos de vegetação" definidos por atributos morfológicos de plantas, possibilitam a construção de uma estratégia de pesquisa/ação em pastagens naturais inovadora na busca/desenvolvimento/construção de estratégias sustentáveis de manejo dos recursos naturais campestres. O resgate do papel central que o conhecimento/reconhecimento das estratégias de manejo adotada pelos manejadores das pastagens naturais nos mais diversos ecossistemas campestres tem papel fundamental para a construção de sistemas de produção Agroecológicos intensivos em conhecimento. Neste contexto o uso de uma tipologia de vegetação tendo como base atributos de plantas tem fundamental importância, pois insere "manejadores" e técnicos como atores no processo de construção do conhecimento, pois não se exige conhecimento/reconhecimento botânico de espécies.

Referências

Ansquer P., Theau J.P., Cruz P., Viegas J., Al Haj Khaled R. & Duru M. 2004. Characterization of the functional diversity in native grasslands. A step in the process of building tools to manage vegetations with high number of species. *Fourrages* 179: 353-368.

Avé-Lallemant R. 1980. *Viagem pela província do Rio Grande do Sul (1858)*. Itatiaia/USP, São Paulo, 417 p.

Boldrini I.I. 2006. Biodiversidade dos Campos Sulinos. In: *Simpósio de Forrageiras e Produção Animal – Ênfase: Importância e Potencial Produtivo da Pastagem Nativa* (eds. Dal'Agnol M, Nabinger C, Rosa LMG, Silva JLS, Santos DT & Santos RJ). UFRGS, Departamento de Plantas Forrageiras e Agrometeorologia, Porto Alegre, pp. 11-24.

Canuto J.C. 2004. A pesquisa e os desafios da transição agroecológica. *Ciência e Ambiente* (Especial: Agricultura Sustentável) 14: 133-140.

Carvalho P.C.d.F., Santos D.T. & Neves F.P. 2006. Oferta de forragem como condicionadora da estrutura do pasto e do desempenho animal. In: *II Simpósio de Forrageiras e Produção Animal – Ênfase: Sustentabilidade Produtiva do Bioma Pampa* (eds. Dal'Agnol M, Nabinger C, Sant'ana DM & Santos RJ). Metrópole, Porto Alegre, pp. 23-59.

Cornelissen J.H.C., Lavorel S., Garnier E., Diaz S., Buchmann N., Gurvich D.E., Reich P.B., ter Steege H., Morgan H.D., van der Heijden M.G.A., Pausas J.G. & Poorter H. 2003. A handbook of protocols for standardised and easy measurement of plant functional traits worldwide. *Australian Journal of Botany* 51: 335-380.

Cruz P., Duru M., Therond O. *et al.* 2002. Une nouvelle approche pour caractériser les prairies naturelles et leur valeur d'usage. [A new approach to the characterization of natural grasslands and their use valeu]. *Fourrages* 172: 335-354.

Cruz P., Quadros F.L.F.d. & Theau J.P. submetido. Leaf traits as functional descriptors of the intensity of continuous grazing in native grasslands in the south of Brazil. *Rangeland Ecology and Management*.

Díaz S., Cabido M. & Casanoves F. 1998. Plant functional traits and environmental filters at a regional scale. *Journal of Vegetation Science* 9: 113-121.

Hasenack H., Cordeiro J.L.P. & Costa B.S.C. 2007. Cobertura vegetal atual do Rio Grande do Sul In: *Sustentabilidade produtiva no Bioma Pampa. II Simpósio de Forrageiras e Produção Animal* (eds. Dall'agnol M, Nabinger C, Sant'ana DM & Santos RJ). Departamento de Forrageiras e Agrometeorologia – UFRGS, Porto Alegre, pp. 15-22.

IBGE 2004. Mapa da vegetação do Brasil e Mapa de Biomas do Brasil. IBGE. http://www.ibge.gov.br

Joner F. 2008. *Redundância funcional em comunidades campestres*. Programa de Pós-Graduação em Ecologia, UFRGS, Porto Alegre.

Nabinger C. 2006. Manejo e produtividade das pastagens nativas do subtrópico brasileiro. In: *I Simpósio de Forrageiras e Produção Animal* (Anais...). UFRGS, Porto Alegre, pp. 25-76.

Pallarés O.R., Berreta E.J. & Marachin G.E. 2005. The South American Campos ecosystem. In: *Grasslands of the world* (eds. Suttie JM, Reynolds SG & Batello C). FAO: Roma, pp. 171-219.

Pillar V.D. & Orloci L. 1993. *Character-Based Community Analysis: The Theory and An Application Program*. SPB Academic Publishing, Haia, Holanda, 270 p.

Pillar V.D. & Sosinski E.E. 2003. An improved method for searching plant functional types by numerical analysis. *Journal of Vegetation Science* 14: 323–332.

Quadros F.L.F., Cruz P., Theu J.P., Duru M., Frizzo A., Carvalho P.C.F. & Trindade J.P.P. 2006. Uso de tipos funcionais de gramíneas como alternativa de diagnóstico da dinâmica e do manejo de campos naturais. In: *Reunião anual da Sociedade Brasileira de Zootecnia*. Sociedade Brasileira de Zootecnia, João Pessoa, pp. 1-4.

Quadros F.L.F., Garogorry F.C., Rossi G.E. *et al.* 2008. Consistência dos tipos funcionais formados a partir dos atributos morfológicos: área foliar específica e teor de matéria seca. In: *Reunião Técnica do Grupo Campos-Cone Sul* (Anais...). Instituto Nacional de Investigação Agropecuária, Treinta y Tres, Minas, Uruguai.

Rambo B. 1956. *A fisionomia do Rio Grande do Sul*. Selbach, Porto Alegre.

Saint-Hilaire A.d. 1974. *Viagem ao Rio Grande do Sul (1820-1821)*. USP, Livraria Itatiaia Editora Ltda, São Paulo/ Belo Horizonte.

SEBRAE/FARSUL/SENAR 2005. *Diagnóstico de sistemas de produção da bovinocultura de corte do Estado do Rio Grande do Sul*. Relatório de Pesquisa, IEPE/UFRGS, Porto Alegre, 265 p.

Trindade J.P.P., Quadros F.L.F. & Pillar V.D.P. 2008. Vegetação campestre de areais do Sudoeste do Rio Grande do Sul sob pastejo e com exclusão de pastejo. *Pesquisa Agropecuaria Brasileira* 43: 771-779.

WWF-Brasil 2009. Ameaças: a luta pela preservação da floresta. URL http://www.wwf.org.br/natureza_brasileira/biomas/bioma_amazonia/ameacas_amazonia

Fernando Quadros. Área experimental da UFSM em Santa Maria, RS.

Capítulo 16

Lotação animal em pastagens naturais: políticas, pesquisas, preservação e produtividade

Paulo César de Faccio Carvalho[1], Davi Teixeira dos Santos[2], Edna Nunes Gonçalves[2], Cassiano Eduardo Pinto[3], Fabio Pereira Neves[3], Julio Kuhn da Trindade[3], Carolina Bremm[3], Jean Carlos Mezzalira[3], Carlos Nabinger[4] & Aino Victor Ávila Jacques[5]

Introdução

A produção pecuária é uma das principais atividades econômicas no sul do Brasil e tem como base forrageira as pastagens naturais. Os Campos do extremo sul do Brasil constituem o chamado "Bioma Pampa", segundo a classificação brasileira de biomas, e representam 2,07% (176.496 km^2) do território nacional (IBGE 2004). Este recurso natural é a principal fonte de forragem para quase 13 milhões de bovinos e 5 milhões de ovinos (IBGE 2006).

As pastagens naturais estão enfrentando pressões contraditórias, principalmente nos países em desenvolvimento. Existe uma demanda para a produtividade, e ao mesmo tempo uma crescente preocupação pela preservação. Este dilema chegou a um ponto crucial na região Sul do Brasil, necessitando coordenar esforços orientados para políticas de produção e de conservação de seus recursos naturais. A polêmica central poderia ser ilustrada pela questão seguinte: Como melhorar o acesso à terra e otimizar a produção pecuária em sinergia com a conservação dos ecossistemas?

As políticas atuais têm sido direcionadas para gerenciar a produtividade em pecuária de corte por meio da fixação de taxas de lotação mínimas a serem aplicadas nas pastagens. As conseqüências são o pastejo excessivo, produções pífias e redução das áreas de pastagens naturais, instigando o dilema 'produção *versus* conservação'. Existe uma necessidade de adaptação do acesso à terra e legislações

Foto de abertura: Paulo Carvalho. Vacas equipadas na EEA da UFRGS em Eldorado do Sul, RS.

1 Dr., Professor Adjunto, Grupo de Pesquisa em Ecologia do Pastejo (GPEP), Departamento de Plantas Forrageiras e Agrometeorologia (DPFA), Universidade Federal do Rio Grande do Sul (UFRGS), E-mail: paulocfc@ufrgs.br
2 Dr., Bolsista Pós-doutorado Júnior CNPq, GPEP-DPFA-UFRGS
3 MSc., doutorando em Zootecnia, GPEP-DPFA-UFRGS
4 Dr., Professor Adjunto, GPEP-DPFA-UFRGS
5 Dr., Professor Titular Aposentado e Colaborador Convidado, GPEP-DPFA- UFRGS

ambientais para as novas funções esperadas das pastagens naturais, que justificam uma abordagem orientada para conservação de acordo com o papel multifuncional dos ambientes.

Considerando que a vocação das pastagens naturais dos Campos Sulinos seja a produção animal, a primeira etapa para empreender políticas adequadas de condução do bioma, de forma produtiva e sustentável, é entender o ambiente, suas potencialidades e vulnerabilidades, seu funcionamento e as interações ecológicas dos indivíduos que nele cohabitam e coevoluem ao longo do tempo. A segunda etapa consistiria em compreender e descrever os processos que ocorrem entre a vegetação e o comportamento, consumo e seleção de dieta realizada por animais sob diferentes estratégias de manejo do pastoreio. Neste estágio, os padrões de comportamento, consumo e seleção de dietas, relacionadas às estruturas vegetacionais, são fundamentais para orientar estratégias de manejo que propiciem elevada aquisição de nutrientes pelos animais, na medida em que o bioma tenha clara função econômica e que o pecuarista tenha que obter, dele, a sua remuneração.

Por fim, como terceira etapa, deveríamos nos tornar aptos a definir, com consistente argumentação técnica, as estratégias de manejo corretas a cada objetivo produtivo, categoria animal, época do ano, etc. Sempre visando a obtenção de produção animal sustentável em longo prazo e com preservação do ecossistema em seu estado natural, ou pelo menos minimamente antropizado. Neste sentido, o presente capítulo se propõe, num primeiro momento, a uma contextualização da problemática atual das pastagens naturais, focando o que denominamos "dilema da produção *versus* conservação". Posteriormente, ele aborda alguns dos novos enfoques científicos acerca do manejo da lotação em ambientes heterogêneos, esperando contribuir para a construção de estratégias adequadas à produtividade animal sustentável.

Políticas de uso da terra: o bioma ameaçado

Apesar dos avanços nas iniciativas da legislação de conservação, apenas 2,23% da superfície do Pampa[6] está oficialmente protegida em sete unidades de conservação, compreendendo cerca de 375.000 ha (Bilenca & Miñarro 2004). O Pampa, dentre os biomas brasileiros, tem recebido pouca atenção, em comparação com os demais e seu estado de ameaça ainda não foi suficientemente reconhecido (veja Capítulo 2). Dos 14,078 milhões de hectares com pastagens naturais, em 1970, somente 10,524 milhões de hectares resistiram até 1996 (IBGE 2006).

Desde o último censo oficial, tem havido uma forte supressão pelas lavouras anuais e pela silvicultura. Estimativas indicam que sua superfície recente seja inferior a 6,3 milhões de hectares (Hasenack *et al.* 2007), com perda de biodiversidade e de vários serviços prestados pelo ecossistema (Carvalho *et al.* 2006). Descontando as áreas de rios e lagos, Zorzetto (2008) estimou que a área remanescente coberta com pastagem natural deva ser de aproximadamente 4,6 milhões de hectares.

A expansão da fronteira agrícola, em conjunto com as elevadas taxas de lotação empregadas são os fenômenos mais freqüentes que ameaçam o Pampa (Carvalho *et al.* 2008). As conseqüências são a fragmentação da paisagem, a perda de biodiversidade, invasões biológicas, a erosão do solo, a poluição das águas e a degradação dos solos, dentre outras. Existem muitas evidências de degradação em componentes dos ecossistemas do Pampa. Mais de 50 espécies forrageiras, 16 mamíferos e 38 aves, entre outros, têm sido classificadas, recentemente, em diferentes níveis de ameaça (MMA 2005, veja Capítulos 4 e 7). Outro exemplo é o processo de arenização que vem ocorrendo na parte ocidental do estado. O sobrepastoreio e a agricultura convencional, baseada em sistemas de preparo do solo inadequados, são considerados os principais fatores responsáveis por esse fenômeno (veja Capítulo 3).

Dentre as ameaças impostas às pastagens naturais, uma das mais relevantes neste momento é o processo de invasão por *Eragrostis plana* (capim-anonni) (veja Capítulo 25). Foi introduzida no estado

6 Considera-se aqui a região biogeográfica do Pampa, que inclui o bioma Pampa brasileiro (metade sul do Rio Grande do Sul), o centro-leste da Argentina e o Uruguai.

como forrageira, entretanto, esta Gramínea perene de origem Africana possui baixa palatabilidade e valor nutritivo, e prolífica produção de sementes. A sua expansão foi impressionante, sendo estimada uma taxa de 14.000 hectares por ano (Ziller 2005). Este processo de invasão está aumentado fortemente o sobrepastoreio das espécies nativas; como conseqüência, a maior intensidade de pastejo diminui a diversidade, aumentando ainda mais a pressão sobre plantas preferidas e o percentual de solo descoberto, o que favorece a disseminação de *E. plana*.

Enquanto em alguns biomas (*e.g.*, Amazônia) as discussões sobre conservação são baseadas na preservação, o Pampa tem uma clara função econômica, e a alimentação dos herbívoros é sua vocação ecológica. A legislação brasileira estimula a produção rural no âmbito das políticas de acesso a terra. Com o objetivo de promover a justiça social e o aumento da produtividade no campo por meio de uma melhor distribuição de terras, as políticas de acesso a terra foram baseadas num modelo de desapropriação de terras que não realizam sua função social. A atual legislação baseia-se em dois índices básicos para definir a função social das áreas: a taxa de utilização da terra e a taxa de eficiência na exploração (vide Instrução Normativa nº 11, de 4 Abril de 2001). Conseqüentemente, a partir de uma complexa definição do que seria a função social da terra, na prática, é o nível de aproveitamento das terras, ou seja, a produção, que determina as conseqüentes medidas de desapropriação.

No caso dos principais produtos agrícolas, níveis de produtividade são definidos levando-se em conta o tipo do produto e as potencialidades dos recursos naturais regionais, o que estabelece índices de acordo com as diferentes regiões. Entretanto, a legislação não é tão precisa para as pastagens naturais. A mesma taxa de lotação é exigida em regiões com grande diversidade de sistemas pecuários, que por sua vez estão em diferentes níveis de produção, como pode ser observado no Diagnóstico da Bovinocultura de Corte do Rio Grande do Sul (SEBRAE/FARSUL/SENAR 2005). Enquanto as culturas agrícolas originam produtos mensuráveis e identificáveis para estimar a produtividade, nos sistemas pastoris isso é mais complexo e, conseqüentemente, a definição de produtividade pela legislação é confusa. A diferença entre pastagens cultivadas bem fertilizadas e extensas áreas de pastagens naturais, por exemplo, não é considerada. Por conseguinte, com a complexidade dos diversos sistemas pastoris torna-se muito difícil a determinação de níveis de produtividade aferidos por uma única variável, como a taxa de lotação. Como se isso não bastasse, as taxas de lotação requeridas pela legislação refletem as médias de pastagens com diferentes sistemas pecuários e níveis de intensificação. Como conseqüência, os níveis exigidos são demasiadamente elevados para as pastagens naturais, como demonstrado pela comunidade científica (Maraschin 2001). Desde então, os produtores têm dificuldades para serem considerados 'produtivos' e, assim, são forçados a superlotar os campos ou utilizarem maior percentual de áreas com pastagens cultivadas.

Em ambientes não antropizados, as populações de herbívoros estão em um equilíbrio dinâmico com a vegetação, de acordo com a flutuação climática e a disponibilidade de forragem. A interferência humana altera esse equilíbrio por meio da intervenção sobre sistemas de pastagens naturais (cercas, suplementação, mobilidade, subsídios, conservação de forragem, insumos de energia fóssil, etc.), visando controlar um processo que estaria naturalmente sob equilíbrio. Conseqüentemente, a densidade populacional animal é artificialmente mantida acima da capacidade dos ecossistemas. O sobrepastoreio é uma tendência global e as razões são complexas, refletindo fatores biológicos, sociais e econômicos (Hanselka & Landers Jr. 1993). Tentando explicar o sobrepastoreio e o comportamento dos produtores rurais no Brasil Central, Costa & Rehman (2005) estudaram os objetivos dos produtores e concluíram que a pecuária tem para eles um significado de segurança e liquidez, sendo estas as razões principais de trabalharem com elevado estoque, acarretando o sobrepastoreio. Além disso, o objetivo da manutenção da propriedade da terra foi significativamente relacionado com as decisões da taxa de lotação utilizada, ilustrando a importância desta questão em determinar a degradação de cerca de 25 milhões de hectares de vegetação natural que existiam no Brasil Central (Costa & Rehman 1999). Recente balanço de estoque, focado nas operações com gado de corte no Pampa, concluiu que

a manutenção da propriedade (terra) é o fator mais importante tomado em conta pelos pecuaristas para manejar as pastagens. Portanto, atingir as exigências da legislação é quase o único fator de gestão local, o que acaba refletindo em baixos índices de produtividade, dado o antagonismo entre lotação e produção.

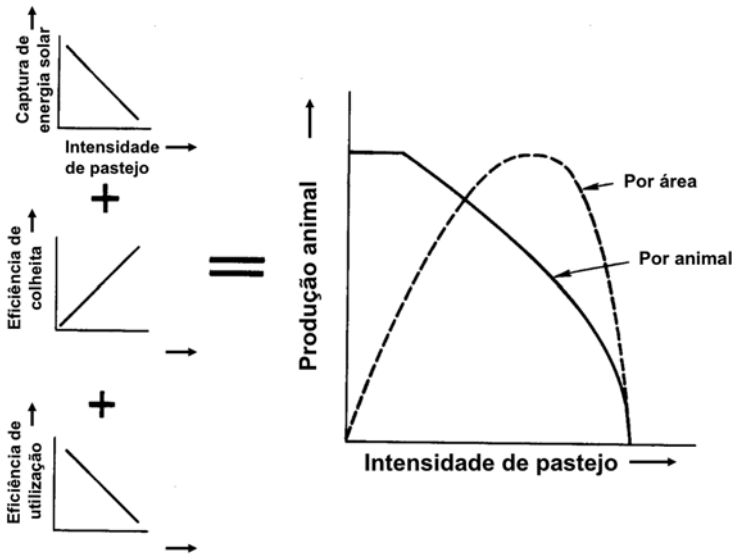


Figura 16.1 Intensidade de pastejo e produção animal nos ecossistemas pastoris (Briske & Heitschmidt 1991).

Apesar do decréscimo das áreas de pastagens naturais ser uma conseqüência comum da intensificação da agricultura, o sobrepastoreio é uma preocupação global, e a orientação atual das políticas produtivistas que apóiam a produção e o acesso a terra poderiam acelerar esta tendência, o que não está em harmonia com as políticas de conservação. Isto nos traz a questão sobre a utilização da taxa de lotação nas políticas relacionadas com as pastagens.

Em diversos países do mundo, os legisladores estão tentando enfrentar o sobrepastoreio estabelecendo níveis de pastejo sustentáveis para o uso dos ecossistemas naturais. A capacidade de suporte (carga animal) é o conceito que tem sido utilizado, na tentativa de definir a taxa de lotação em que a pressão de pastejo é supostamente sustentável (Dikman 1998). O princípio básico é que cada ecossistema tem um potencial para produzir certa quantidade de forragem e esse valor define a taxa de lotação que poderia ser alimentada. A África e o Oeste da Ásia (*e.g.*, Kawamura *et al.* 2005) estão com iniciativas e consenso de que a ampla degradação é causada ou fortalecida pelo sobrepastejo, e **o controle da lotação é assumido como sendo uma medida de conservação**.

A legislação européia é baseada em raciocínio semelhante (veja Capítulo 26). Depois de décadas promovendo a intensificação dos sistemas agrícolas, os efeitos de longo prazo da orientação das políticas de produção mostraram um efeito deletério para a estabilidade do solo, dos recursos hídricos e da biodiversidade. A legislação européia enfrenta atualmente as conseqüências do nível atingido pela intensificação da pecuária estabelecendo lotações máximas nas propriedades (Tamminga 2003), impulsionada principalmente pela relação entre lotações elevadas e o aumento da poluição. Neste contexto, comparado com outras regiões do mundo, o Pampa parece enfrentar uma situação singular, em que uma taxa mínima de lotação é fixada pela legislação com o objetivo de promover a produtividade nas pastagens naturais.

A relação entre taxa de lotação e o rendimento animal é complexa e já foi discutida por diversos autores (*e.g.*, Heitschmidt & Taylor Jr. 1991). O aumento da intensidade de pastejo provoca a diminuição da captação de energia solar em função do impacto negativo sobre o índice de área foliar (Fig. 16.1).

A eficiência de 'colheita' é aumentada com o aumento da intensidade pastejo porque a forragem ingerida por unidade de área aumenta. Inversamente, com o aumento do número de animais, a maior concorrência por ingestão de forragem diminui o consumo individual, diminuindo a eficiência de utilização do pasto. Plantas forrageiras precisam de folhas para capturar a radiação solar e animais necessitam das mesmas folhas para se alimentar. A conseqüência é que as taxas de lotação dependem das previsões de produção, quando se prioriza o desempenho individual ou a produção por unidade de área. De acordo com Conner (1991), devido à variação temporal e espacial na quantidade e qualidade da forragem produzida nas pastagens, bem como aos diferentes objetivos produtivos e econômicos, não há

uma única taxa de lotação ótima para maximizar produção. Como resultado de fatores incontroláveis, é desejável variar amplamente as taxas de lotação entre estações e dentro destas, bem como entre anos e regiões geográficas (Heitschmidt & Taylor Jr. 1991). Portanto, o uso da taxa de lotação como parâmetro de medida da produção animal em pastagens, tal como é usado pela legislação brasileira, não tem respaldo técnico.

De Haan (1997) descreveu várias medidas políticas para diminuir os efeitos negativos e aumentar os positivos a partir do dilema da produção *versus* conservação nos ecossistemas pastoris. Sua abordagem, aqui adaptada, pode ser útil para motivar discussões sobre as medidas que poderiam ser tomadas. É necessário avaliar criteriosamente a apropriação da biodiversidade, onde o acesso às pastagens e fontes de água pode ser condicionado pelas responsabilidades de conservação. O estabelecimento de áreas protegidas até pode ser um avanço, mas a natureza da posse da terra determina que os incentivos para investir e conservar biodiversidade, em estabelecimentos rurais particulares, deveriam ser obrigatoriamente mais bem discutidos. Medidas financeiras poderiam promover a conservação em sistemas de produção onde boas práticas conservacionistas têm sido adotadas. A criação de títulos de dívidas ambientais poderia fornecer recursos financeiros para indenizar os proprietários de terras, no intuito de que ele mantenha parte de suas terras com pastagens naturais. Obviamente, a definição destas práticas e tipos de auxílio financeiro constituem um tema bastante amplo. Por exemplo, a concessão de incentivos pela diminuição de impostos, que recaem sobre a propriedade da terra ou do gado que está sendo produzido em tais áreas, poderia ser uma medida de incentivo.

Nesse mesmo sentido, regimes agro-ambientais têm sido implementados na União Européia, destinados a compensar os agricultores financeiramente por qualquer perda de rendimento relacionada às políticas ambientais (Kleijn & Sutherland 2003). Responsabilização local e descentralização são importantes para ações de conservação, assim, sociedades e acordos colaborativos entre institutos federais, estaduais e municipais e sociedade civil são fundamentais. Essas medidas institucionais podem ser significativas para um país como o Brasil, onde é difícil para um serviço central ditar e reger as especificidades locais. Finalmente, informações medidas para acompanhar as tendências dos ecossistemas e iniciativas de conservação devem fornecer informações qualitativas e quantitativas de apoio à formulação de políticas públicas. O diálogo com todas as partes envolvidas em grupos de trabalho contínuos é necessário para uma reação às pressões do mercado e da utilização das terras. A educação ambiental e a formação das populações locais parecem ser uma questão crucial para um programa de longo prazo destinado a promover práticas de desenvolvimento rural sustentável. De qualquer forma, o entendimento dos processos relacionados ao equilíbrio dos ecossistemas (*e.g.*, interações pastejo *vs.* plantas) devem prover a base para o desenvolvimento de qualquer estratégia de ação em nível de paisagem, na busca do consenso entre produtividade e conservação.

O que diz a pesquisa recente: tipos funcionais de plantas, estrutura da vegetação e a interface planta-animal

Estratégias das plantas

O potencial edáfico do ambiente, em conjunto com a diversidade florística local e seu histórico coevolutivo como, por exemplo, o pastejo e o fogo, definem os tipos de vegetação que potencialmente são capazes de ocorrer num dado hábitat. Ainda que exista uma gama de estruturas que, potencialmente, possam existir, são as condições correntes no hábitat que definem, em última análise, a estrutura vigente da vegetação. O fato dos ecossistemas terem variabilidade na disponibilização de nutrientes, bem como na massa e tipo de predadores que ali habitam, faz com que existam meios com diferentes combinações de distúrbio e estresse, o que gera plantas com as mais diferentes estratégias. Este fator local determina os tipos de vegetação que podem se desenvolver nas condições ambientais prevalecentes

(predominância de espécies estivais, hibernais, porte rasteiro, formadoras de touceiras, crescimento rápido, crescimento lento, etc.). Associa-se, a isto, o efeito do pastejo e outras intervenções antrópicas (*e.g.*, fertilização, suplementação mineral), e tem-se uma estrutura de vegetação que reflete, naquele momento, o resultado de um processo de "seleção local" (Carvalho *et al.* 2007a).

Recentemente, ganha espaço a proposição de uma abordagem funcional para a interpretação das estratégias das plantas e seus impactos na dinâmica dos ecossistemas (Diaz & Cabido 2001, Garnier *et al.* 2004). Nessa proposição, a descrição da vegetação baseada em sua composição florística e na identificação individual das espécies perde importância (Sosinski & Pillar 2004), frente ao agrupamento das mesmas em conjuntos que exercem funções similares no ecossistema (Duru *et al.* 2004). A hipótese de base é que as condições vigentes num ecossistema selecionarão os valores de um *pool* de marcadores (que no conjunto caracterizam tipos funcionais) mais correlacionados às funções vitais das espécies (mas, vide Wright *et al.* 2004). Os marcadores (ou atributos) são definidos como características mensuráveis de natureza morfológica, fisiológica ou de propagação. Eles são classificados em marcadores de resposta, quando sinalizam respostas das comunidades às mudanças do meio, ou marcadores de efeito, quando indicam o efeito das comunidades sobre o funcionamento do ecossistema (Lavorel & Garnier 2002).

Uma lista de marcadores de resposta e de efeito tem sido avaliada por diversos autores (*e.g.*, Pontes 2006) para analisar as comunidades vegetais em diferentes escalas (ecossistema, paisagem, bioma, continente). Eles variam em seu poder de predição, bem como na facilidade de sua quantificação. Uma vez que se identifiquem quais marcadores determinam as estratégias funcionais, eles se tornam indicadores importantes para o diagnóstico e manejo das pastagens (Cruz *et al.* 2002). Por exemplo, marcadores de resposta relacionados à alta fertilidade do meio são a área foliar específica (AFE) elevada, a concentração de nutrientes também elevada (particularmente de N), o teor de matéria seca (TMS) baixo, a baixa duração de vida das folhas (DVF) e elevadas taxas de fotossíntese e de respiração (Wright *et al.* 2005). São espécies que apresentam elevadas taxas de crescimento e renovação rápida de seus órgãos. Como conseqüência, as folhas têm uma duração de vida curta e elevada exigência de nutrientes. Inversamente, os marcadores relacionados a meios de baixa fertilidade são a menor AFE, o menor teor de nitrogênio, elevado TMS, alta proporção de fibra e elevada DVF (Westoby *et al.* 2002).

As estratégias adaptativas das espécies a altas intensidades de pastejo guardam similitudes àquelas desenvolvidas para habitar meios de elevada fertilidade (Cruz *et al.* 2002). De fato, as estratégias para meios de elevada fertilidade podem ser consideradas como mecanismos de tolerância ao pastejo, pois envolvem respostas que resultam em elevadas taxas de crescimento (Diaz *et al.* 2001). Inversamente, as características que favorecem a adaptação das plantas a meios de baixa fertilidade estão associadas a uma baixa qualidade de forragem e, conseqüentemente, a uma baixa palatabilidade. A AFE é negativamente correlacionada com a DVF (Westoby *et al.* 2002), que por sua vez é negativamente correlacionada com o valor nutritivo. Segundo Pontes (2006), a digestibilidade da MS se correlaciona negativamente com o TMS e positivamente com a AFE, suportando a proposição de Garnier *et al.* (2004), segundo a qual a AFE e o TMS constituem-se em marcadores centrais para diagnosticar a vegetação. A aplicação desses marcadores, em ambientes pastoris, permitiria a caracterização e o diagnóstico da vegetação em termos de sua produtividade e valor nutritivo potenciais (Cruz *et al.* 2002).

A proposta de diagnóstico da condição do pasto, por meio de seus tipos funcionais predominantes, foi testada por Quadros *et al.* (2006) em pastagem natural do sul do Brasil (veja Capítulo 15). A vegetação tinha sido submetida, ao longo de 17 anos, a diferentes intensidades de pastejo (Carvalho *et al.* 2007a), cuja interação com diferentes condições de fertilidade natural do solo originou quatro grandes grupos de tipos funcionais distinguidos pelo TMS e pela AFE das espécies constituintes (Tab. 16.1).

▼ Tabela 16.1 | Grupos de tipos funcionais das plantas baseados no teor de matéria seca da folha (TMS) e na área foliar específica (AFE) numa pastagem natural sujeita a intensidades de pastejo contrastantes durante 17 anos (Quadros *et al.* 2006).

Grupos	TMS ($mg.g^{-1}$)	AFE ($m^2.kg^{-1}$)	Espécies
A	230	24	*Axonopus affinis*, *Dicantelium sabulorum*, *Paspalum paucifolium*
B	310	16	*Andropogon lateralis* P*, *Coelorachis selloana*, *Paspalum paucifolium*, *Paspalum notatum*
C	380	8	*Andropogon lateralis* T*, *Piptochaetium montevidense*, *Sporobolus indicus*
D	500	6	*Aristida* spp. (*A. laevis*, *A. phylifolia*, *A. venustula*)

* P= pastejado; T= touceira

Observou-se uma relação inversa entre o TMS e a AFE. Aquelas espécies com alta AFE e baixo TMS poderiam ser identificadas com uma estratégia de captura de recursos (grupos A e B), com habilidade para competir por nutrientes e com elevadas taxas de acúmulo de biomassa e reduzida DVF. De fato, os filocronos de *P. notatum* e *C. selloana* (tipo funcional B) são inferiores (Eggers *et al.* 2004) aos observados em *A. lateralis* (T) e *P. montevidense* (tipo funcional C). As plantas deste grupo caracterizam-se por apresentarem crescimento predominantemente decumbente.

Já os grupos C e D caracterizam-se por espécies com baixa AFE e alto TMS, que utilizam estratégias de conservação dos recursos capturados e que costumam apresentar menores taxas de acúmulo e maior DVF (Ansquer *et al.* 2004). São espécies que apresentam, em sua maioria, crescimento em forma de touceira, o que segundo Briske & Derner (1998), permite que capturem nutrientes em diâmetro maior do que os liberam, provocando acúmulo de carbono e nitrogênio justamente na projeção da touceira, ao que se denomina "monopolização de recursos". Como pode ser observado, *A. lateralis* é uma espécie particular pela sua plasticidade e capacidade em se adaptar a diferentes ambientes e é reconhecidamente peculiar em se adaptar a uma ampla gama de intensidades de pastejo.

Quadros *et al.* (2006) demonstraram que os tipos ligados à estratégia de conservação eram decorrentes do emprego de baixas intensidade de pastejo. Contrariamente, os tipos associados à estratégia de captura predominavam em maiores intensidades de pastejo.

Halford *et al.* (2008) analisaram a mesma vegetação ao longo de 20 anos de manejo sob diferentes intensidades de pastejo e confirmaram que a alta intensidade de pastejo, a longo prazo, modificou significativamente a composição da pastagem, formando áreas de sobrepastejo homogêneas caracterizadas por um conjunto de específico de espécies. Essas áreas foram denominadas por Santos (2007) e Neves (2008) como "área efetivamente pastejável", as quais contribuiriam com a grande maioria dos sítios alimentares explorados pelos animais (Stuth 1991). Por outro lado, a baixa intensidade de pastejo criou uma vegetação mais heterogênea, com áreas pastejadas (estrato inferior) e área pouco ou não-pastejadas (estrato superior), mas teve um pequeno impacto sobre a composição florística das áreas pastejadas. Intensidades de pastejo moderadas aumentaram a diversidade da vegetação pelo aumento da riqueza de espécies (Goret 2005). Ao se criar distintas áreas de estrato inferior e superior (Halford *et al.* 2008), a produtividade primária e secundária é favorecida, enquanto que intensidades de pastejo muito altas ou muito baixas reduzem a diversidade da vegetação (Soares *et al*. 2003).

As intensidades de pastejo moderadas proporcionam diversidade de espécies, de componentes morfológicos e estruturas. Essas respostas da vegetação à intensidade de pastejo, representada nos ensaios do sul do Brasil pelo manejo da oferta de forragem (veja Capítulo 14), também já foi encontrada em pastagens naturais da Argentina e Uruguai, com formação de estruturas de vegetação do tipo mosaico (Van Der Sluijs 1971, INTA 1977, Berreta & Nascimento Jr. 1991). Em outras pastagens naturais do mundo, como verificado na Escócia (UK), também se encontram tipos em mosaico de vegetação (Hester & Baillie 1998, Hester *et al.* 1999, Oom *et al.* 2008). A vegetação em mosaico, de dupla fase (*e.g.*, estratos inferior e superior), é um exemplo no qual uma comunidade de plantas (preferidas) cumpre uma funcionalidade nutricional frente aos animais, enquanto que outras (menos preferidas), são nutricionalmente marginais (McNaughton & Banyikwa 1995).

Deduz-se, por conseguinte, que o diagnóstico da tipologia funcional predominante num determinado ambiente pastoril possa ser utilizado na interpretação de quais forças estejam ali atuando e quais as suas intensidades de contribuição na composição da vegetação vigente. A partir disso, ações de manejo podem ser previstas no sentido de se conduzir a vegetação em direção a uma determinada estrutura condizente com os objetivos que se tenha para tal ambiente.

Estratégias dos animais

Em pastagens naturais, sujeitas as altas intensidades de pastejo, é comum a dominância de espécies de plantas que tenham estratégias de captura de recursos e mecanismos de escape. Dependendo da intensidade e do método de pastejo, bem como da composição florística, essa superfície dominada por vegetação rasteira é intermediada por touceiras, podendo-se observar, nestas últimas, grande variação em suas freqüências, grau de agregação de manchas e localização topográfica (Carvalho *et al.* 2007b).

A influência da vegetação em duplo estrato no processo de pastejo foi abordada por Gordon (2000). O autor revisou relações planta-animal em comunidades dominadas por *Nardus stricta* e demonstrou como as características de cada estrato se inter-relacionavam para determinar o consumo e a seleção de dietas dos animais. De forma geral, a disponibilidade do estrato preferido afeta a sua própria intensidade de uso, bem como a do estrato menos preferido, indicando um alto nível da complexidade que limita, de forma geral, a experimentação e o conhecimento detalhado a respeito de tais ecossistemas.

Nesses ambientes heterogêneos tem-se observado que o processo de pastejo dos animais, nas menores escalas de decisão do pastejo, é essencialmente análogo àquele estudado em pastagens temperadas mono e bi-específicas. Por exemplo, Pinto *et al.* (2007) não encontraram correlação entre

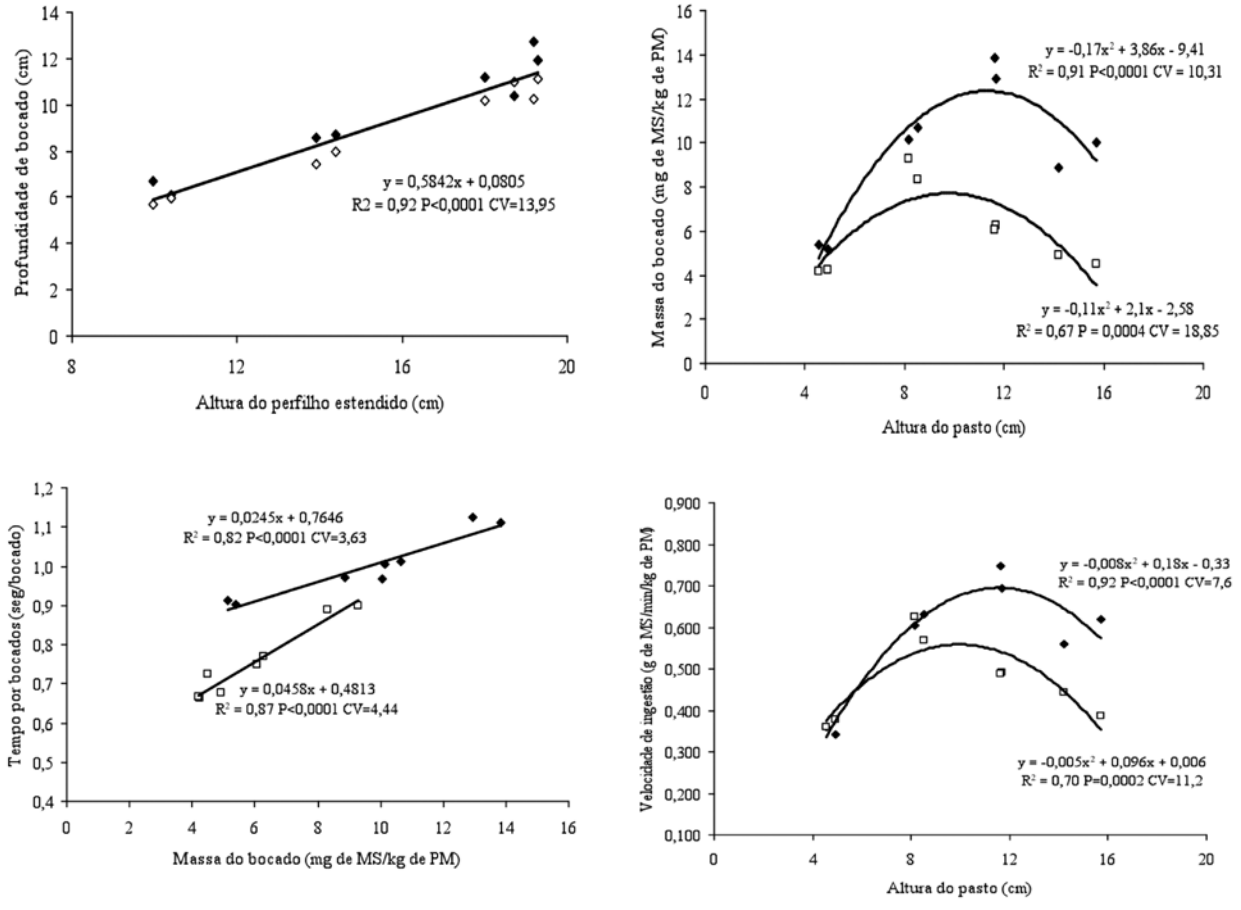


Figura 16.2 Comportamento ingestivo de terneiras (♦) e ovelhas (□) em pastagem natural (Gonçalves *et al.* no prelo-b).

o tempo de pastejo e a biomassa vegetal presente numa pastagem natural. No entanto, quando se considerou somente a biomassa do estrato inferior, o tempo de pastejo aumentava 67 minutos para cada centímetro de diminuição em sua altura.

Com enfoque no estrato preferido pelos animais, Gonçalves (2007) elaborou um protocolo reducionista e mimetizou as alturas do estrato inferior de pastagens naturais conduzidas em níveis decrescentes de intensidade de pastejo. A autora confirmou que a estrutura do pasto do estrato inferior afeta as dimensões do bocado e o processo de ingestão de forma análoga à reportada para pastos cultivados. Ao comparar ovelhas e novilhas, constatou-se que a profundidade do bocado foi independente da espécie animal, apresentando relação linear com a altura do pasto (Fig. 16.2).

Uma proporção constante de remoção de forragem foi observada, tal qual discutida por Hodgson *et al.* (1994). Na medida em que a altura do pasto é incrementada, a massa do bocado é afetada menos negativamente nos bovinos que nos ovinos, provavelmente pela maior capacidade dos primeiros em realizar movimentos mandibulares compostos em situações de elevada massa do bocado (Ungar *et al.* 2006), o que se reflete num aumento diferente do tempo por bocado quando se comparam bovinos e ovinos. Observa-se que a massa do bocado é a principal determinante da taxa de ingestão. A forte queda de ambos, a partir de uma determinada altura (em torno de 10 e 11,5 cm, respectivamente para ovinos e bovinos), reforça as observações de Silva & Carvalho (2005), segundo as quais as espécies C4 necessitam cuidadoso controle de sua estrutura.

Em ambientes pastoris dominados por espécies prostradas como estratégias de captura, os animais em pastejo alteram a dinâmica da aquisição de forragem, a forma de deslocamento e de exploração das estações alimentares. Mezzalira (2009) demonstrou que em tal situação os animais reagem aumentando o tempo total de pastejo por meio de uma diminuição no número de refeições e do aumento de sua duração. As modificações na estratégia de aquisição de forragem passam ainda pela diminuição do número de intervalos entre refeições e do ângulo do trajeto em pastejo. O aumento no tempo de pastejo é uma resposta clássica a situações de baixa oferta de forragem (Pinto *et al.* 2007), enquanto que com a diminuição do ângulo do trajeto os animais procuram abandonar mais rapidamente o sítio de pastejo limitante, na esperança de encontrar outro com mais alimento (Prache *et al.* 1998).

Gonçalves *et al.* (no prelo-a) também exploraram atributos de deslocamento e procura pela forragem comparando bovinos e ovinos. Ambos apresentaram o mesmo padrão de resposta, mas em magnitudes diferentes, como se observa na Tabela 16.2.

Em situação de estrutura de pasto limitante ao consumo, bovinos e ovinos visitam um número maior de estações alimentares, colhendo poucos bocados e permanecendo pouco tempo em cada estação, comportamento este que está de acordo com a teoria do forrageamento ótimo (Laca *et al.* 1993). Além disso, os animais se deslocam mais rapidamente, mas com menos passos entre estações alimentares, refletindo uma tentativa de aumento da taxa de encontro com estações alimentares potenciais. Este comportamento reflete, ainda, a baixa massa colhida no último bocado, anterior ao abandono da estação alimentar precedente, que não per-

▼ Tabela 16.2 | Utilização de estações alimentares por novilhas e ovelhas em pastagem natural (Gonçalves *et al.* no prelo-a).

Variáveis	Altura do pasto (cm)				Modelo*	P	R^2	CV
	04	08	12	16				
Estações alimentares por minuto								
Terneiras	13,7	9,5	7,0	8,7	Q	<0,0001	0,876	10,55
Ovelhas	19,0	7,5	9,7	11,2	Q	0,0001	0,791	18,58
Passos entre estações alimentares								
Terneiras	1,1	1,3	1,8	1,2	Q	0,0057	0,498	19,18
Ovelhas	1,1	2,4	1,6	1,2	Q	0,0009	0,620	22,15
Bocados por estação alimentar								
Terneiras	4,8	6,4	7,8	7,2	Q	0,0182	0,695	12,35
Ovelhas	4,6	8,9	8,4	7,8	Q	0,0008	0,712	13,21
Taxa de deslocamento (passos.min^{-1})								
Terneiras	14,5	13,0	12,0	10,5	L	0,0023	0,497	12,50
Ovelhas	20,5	17,7	15,7	14,2	L	0,0003	0,649	10,17
Tempo por estação alimentar (seg)								
Terneiras	4,3	6,4	8,7	6,9	Q	0,0006	0,788	12,92
Ovelhas	3,1	7,9	6,4	5,4	Q	0,0002	0,706	17,91

*L=Linear; Q=Quadrática

mite deslocamento eficiente (seleção de nova estação enquanto processa o último bocado da estação anterior). Essas respostas comportamentais se alteram, no sentido contrário, na medida em que as características do pasto disponível se tornam mais favoráveis, atingindo um platô que é diferente para cada espécie animal, mas cuja diferença em magnitude é muito menor do que se poderia esperar para uma vegetação com tal diversidade.

As conseqüências de um animal pastejar por mais ou menos tempo, abrangendo um maior ou menor número de sítios, é que uma estrutura horizontal se cria com o passar do tempo, onde alguns locais da pastagem apresentam uma freqüência de pastejo maior que outros (Laca 2000). Particularmente em pastejo com lotação contínua, os animais são atraídos por áreas com elevada concentração de nutrientes, e as memorizam para utilizá-las mais freqüentemente (Launchbaugh & Howery 2005). Com isto, áreas de menor atratividade são menos exploradas e uma condição de mosaico heterogêneo se estabelece na pastagem. Quando a lotação é excessiva em relação à forragem disponível nos sítios de pastejo preferenciais, um subrepastejo das espécies preferidas acaba ocorrendo em pastagens com flora complexa e algumas espécies de alto valor forrageiro podem correr risco de desaparecimento (Eggers *et al.* 2004).

Freqüentemente esse fenômeno é erroneamente interpretado como sendo uma restrição associada ao método de pastejo utilizado, gerando a impressão de que lotações contínuas sejam responsáveis pela baixa produtividade, uma interpretação equivocada que suporta paradigmas inconsistentes com relação à lotação rotacionada como sendo o melhor método de pastejo (ver discussão sobre percepção *vs.* evidência experimental em Briske *et al.* 2008).

Carvalho (2005) apresentou uma interpretação inversa à acima descrita, onde o excesso de pastejo em certas áreas da pastagem seria uma conseqüência da falta de oportunidade de seleção, e não do excesso dela. Enquanto em um primeiro momento do aparecimento da heterogeneidade, as áreas de maior visitação e aquelas de menor uso possam ser decorrência de uma elevada, mas momentânea, oferta de forragem, o uso freqüente das áreas preferidas e o aumento da rejeição das áreas não pastejadas cria, a médio e longo prazo, um cenário de elevada oferta de forragem na área total, mas oferta de forragem limitante nos sítios efetivamente utilizados. As áreas de rejeição se tornam de qualidade tão inferior, que os animais simplesmente não conseguem voltar a utilizá-las. Por não terem chance de explorarem outras áreas, como faria qualquer herbívoro em seu meio natural, os animais não encontram outra solução que não seja o pastejo permanente nas áreas possíveis de serem exploradas. Neste sentido, a afirmação de Bailey (2005) é desconcertante, pois informa que a maior parte dos problemas de manejo do pasto derivam de uma inadequada distribuição do pastejo, e não do uso de lotações animais incorretas.

Santos (2007) evidenciou que, na tentativa de aumentar a quantidade de pasto disponível aos animais, o manejador automaticamente pode promover uma considerável redução na superfície efetivamente pastoril total, pelo aumento da freqüência de espécies indesejáveis (Fig. 16.3), agregando mais um fator limitante da ingestão de forragem: a dificuldade na busca pelo alimento, discutida por (Carvalho *et al.* 2007b).

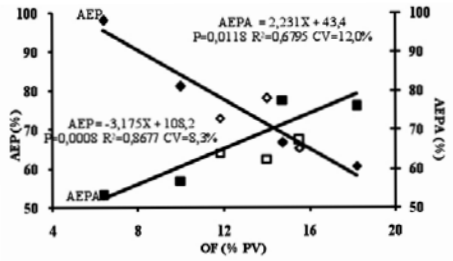


Figura 16.3 Área efetivamente pastejada (AEP, %) e área efetivamente pastejada por animal (AEPA, %) em pastagem natural manejada sob níveis fixos (■;♦) ou variáveis (□;◊) de oferta de forragem para novilhas de corte. (Santos 2007).

A diminuição da intensidade de pastejo nas comunidades vegetais dominadas por espécies de crescimento prostrado, com estratégias de captura, aumenta a participação de tais espécies, em termos de massa e de altura, até certo ponto, quando os padrões de desfolhação e a natureza do processo de competição muda tanto que a comunidade começa a dar lugar a outra, geralmente composta por espécies entouceiradas, com estratégias de conservação do recurso.

Esse fenômeno foi descrito por Carvalho *et al.* (2007a) como "colapso estrutural" da vegetação campestre. Quando confrontamos, por exemplo, os valores de altura do pasto que maximizam a taxa de ingestão de novilhas (Gonçalves 2007), ao redor de 12 cm, com aqueles observados por Santos (2007), é possível constatar que mesmo em situações de intensidades de pastejo baixas e moderadas, a altura do pasto não acompanha o aumento da massa de forragem no estrato efetivamente pastejado (provavelmente resultante de aumentos no teor de MS) e estabiliza aquém do ponto ótimo.

Isto indica que uma simples manipulação da intensidade de pastejo sob aquelas circunstâncias não seja suficiente para controlar o estrato inferior e gerar condições adequadas para o pastejo. Portanto, a construção de estruturas de pasto adequadas ao pastejo não é obtida unicamente via manejo da lotação animal, necessitando-se outras intervenções de manejo para criar ambientes pastoris cuja diversidade em tipos funcionais e estruturas seja compatível com metas de produção.

Assim, como assinalado previamente para as plantas, os animais também demonstram, no caso por meio de sinais comportamentais em pastejo, sinais que podem fornecer base para interpretar a riqueza de um ambiente pastoril particular e orientar ações de manejo. Neste sentido, tem sido proposta a possibilidade do incremento da produção animal em pastagens associada com a identificação e a manipulação das respostas comportamentais dos animais (Gordon & Benvenutti 2006), favorecendo a expressão de suas habilidades de pastejo, ao invés de inibi-las, pois esta é freqüentemente a conseqüência da maioria das intervenções antrópicas.

Considerações e perspectivas

As novas funções ambientais esperadas para as pastagens naturais devem ser levadas em conta pelas políticas públicas, revisando e adaptando legislações pertinentes. Este é um desafio para países em desenvolvimento, onde as pastagens naturais são vistas como sistemas extensivos, e a intensificação é o foco principal na pesquisa. A obtenção e manutenção de satisfatória rentabilidade no campo estão na dependência da correta utilização dos recursos naturais, e isso passa, invariavelmente, por um redirecionamento no meio científico.

Segundo Oom *et al.* (2002), o manejo de vegetações complexas como as pastagens naturais requer diferentes estratégias para diferentes objetivos de manejo. Produção animal sustentável requer o balanço entre comunidades de plantas preferidas e não-preferidas que sejam favoráveis aos herbívoros e outros animais (Archer 1996), enquanto que a conservação natural é o principal foco para manter ou aumentar a fauna e a flora nativas. Entretanto, o limitado conhecimento da complexidade destes ecossistemas pode levar as estratégias de manejo inapropriadas, determinando o surgimento de degradação, perda de biodiversidade e produtividade. Os problemas provenientes da exploração inadequada dos recursos naturais ocorrem mundialmente e podem apresentar impactos negativos nas decisões de consumo da sociedade.

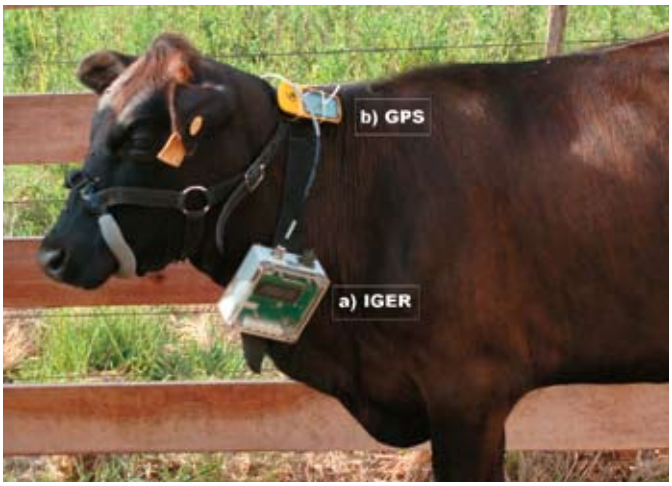


Figura 16.4 Novilha equipada com registrador de ações do comportamento ingestivo (a. *Iger Behaviour Recorder*) e com GPS acoplado ao buçal para monitorar o deslocamento (b. *Global Positioning System*). Grupo de Estudo em Ecologia do Pastejo, UFRGS, Eldorado do Sul, RS, Brasil, 2009.

Como exemplo, a fim de prevenir o declínio em biodiversidade causada pelo pastejo, a União Européia e o Governo do Reino Unido têm estimulado redução nas lotações de ovinos e a extensificação dos sistemas. Ainda no caso Europeu, grande

importância tem-se dado à conservação de espécies e ambientes (Rook *et al.* 2004), por causa do rápido declínio das pastagens naturais durante o último século (Ihse 1995, Stanners & Bordeau 1995), sua excepcional riqueza de espécies (Pärtel & Zobel 1999, Weibull & Östman 2003) e o alto número de espécies raras (Gärdenfors 2005). Entretanto, alguns pesquisadores consideram que falta avançar no conhecimento sobre os efeitos de tal prática sobre as pastagens, sobretudo na estrutura do pasto (Holland *et al.* 2008, Pihlgren & Lennartsson 2008).

As práticas de manejo que interferem na forma como a forragem é disponibilizada aos animais podem refletir em mudanças nos padrões de desfolhação, seletividade, busca por alimento e consumo, implicando em variações na eficiência do processo de pastejo, no equilíbrio dinâmico das relações e na possibilidade de manutenção e aumento da biodiversidade, perfazendo também sua função ecológica como bioma. O detalhamento nas observações científicas em ambientes pastoris complexos é uma necessidade para nortear as ações extensionistas e conduzir os sistemas de produção a um patamar de equilíbrio entre a exploração econômica e a sustentabilidade no longo prazo. A pesquisa em pastagens naturais no sul do Brasil tem realizado avanços consideráveis nesse sentido, sobretudo nos últimos 10 anos. Como exemplo, na Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Brasil, o Grupo de Pesquisa em Ecologia do Pastejo (GPEP-UFRGS) concentra esforços em linha de pesquisa sobre o manejo sustentável de pastagens naturais. Após duas décadas de resultados de cunho produtivista (*e.g.*, produção da pastagem), atualmente ganham força temáticas como a identificação e a caracterização de estruturas vegetacionais, o comportamento ingestivo por sítios de pastejo e a seletividade e consumo de animais pastejando ambientes heterogêneos.

O uso de aparelhos registradores de movimentos mandibulares – *Iger Behaviour*

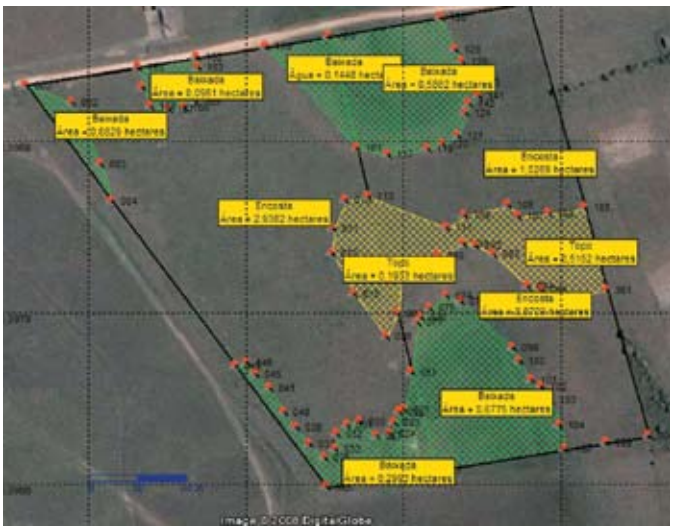


Figura 16.5 Unidades experimentais com sítios de pastejo mapeados por GPS conforme a condição topográfica e estrutura da vegetação. Grupos de Estudos em Ecologia do Pastejo, UFRGS, Eldorado do Sul, RS, Brasil, 2009.

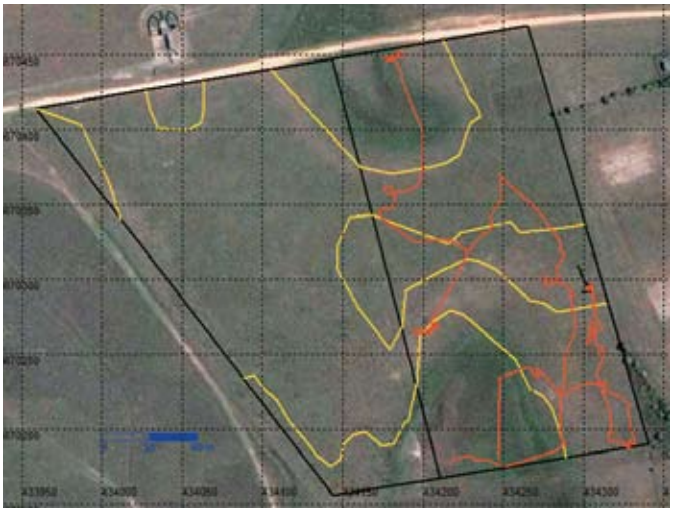


Figura 16.6 Unidade experimental (Linha preta) com delimitação dos sítios de pastejo (Linha amarela) e monitoramento do deslocamento do animal durante o período de pastejo (refeição – Linha vermelha). Eldorado do Sul, RS, Brasil, 2009.

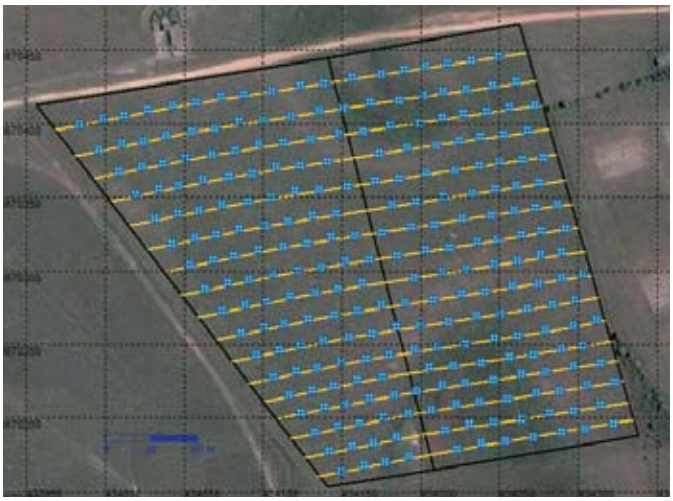


Figura 16.7 Unidade experimental com pontos amostrais e transectas (Linhas claras) mapeados por GPS de navegação para caracterização da estrutura da vegetação. Eldorado do Sul, RS, Brasil, 2009.

Recorder (Fig. 16.4) – para monitorar ações de ingestão/ruminação; receptores de sinais de satélites – *Global Positioning System* (Fig. 16.4) – para mapeamento dos sítios de pastejo (Fig. 16.5) e de sua exploração pelos animais (Fig. 16.6), bem como o aprimoramento de metodologias de avaliação da estrutura espacial da vegetação (Fig. 16.7), têm permitido progressos relevantes que, num curto prazo, aportarão subsídios para inferências mais precisas acerca do manejo da lotação e utilização sustentável das pastagens naturais. Por último, a pesquisa científica tem cumprido sua função de manter-se na vanguarda dos acontecimentos, muito embora a riqueza de informações e de conhecimentos gerados seja, na maioria das vezes, pouco utilizada como alicerce a políticas públicas relacionadas ao dilema **preservação** *versus* **produtividade** em ecossistemas de pastagens naturais.

Referências

Ansquer P., Theau J.P., Cruz P., Viegas J., Al Haj Khaled R. & Duru M. 2004. Characterization of the functional diversity in native grasslands. A step in the process of building tools to manage vegetations with high number of species. *Fourrages* 179: 353-368.

Archer S. 1996. Assessing and interpreting grass-woody plant dynamics In: *The ecology and management of grazing systems* (eds. Hodgson J & Illius AW). CAB International, pp. 101–134.

Bailey D.W. 2005. Identification and creation of optimum habitat conditions for livestock. *Rangeland Ecology and Management* 58: 109-118.

Berreta E.J. & Nascimento Jr. D. 1991. *Glosario estructurado de términos sobre pasturas y producción animal* IICA (Inter-American Institute for Cooperation on Agriculture), Montevideo.

Bilenca D.N. & Miñarro F.O. 2004. *Identificación de áreas valiosas de pastizal em las pampas y campos de Argentina, Uruguay y sur de Brasil.* Fundación Vida Silvestre, Argentina, Buenos Aires.

Briske D.D. & Heitschmidt R.K. 1991. An ecological perspective. In: *Grazing management, an ecological perspective* (eds. Heitschmidt RK & Stuth JW). Timber Press, Portland Oregon, pp. 11-26.

Carvalho P.C.F. 2005. O manejo da pastagem como gerador de ambientes pastoris adequados à produção animal. In: *Simpósio sobre manejo de pastagens* (Anais...). FEALQ, pp. 7-31.

Carvalho P.C.F., Paruelo J. & Ayala W. 2008. Estado Actual y Perspectivas del Bioma Campos. In: *Bioma Campos: Innovando para Mantener su Sustentabilidad y Competitividad*. Tradinco, Montevideo, pp. 29-40.

Carvalho P.C.F., Santos D.T. & Neves F.P. 2007a. Oferta de forragem como condicionadora da estrutura do pasto e do desempenho animal. In: *Sustentabilidade Produtiva do Bioma Pampa*. Gráfica Metrópole Ltda, Porto Alegre, pp. 23-60.

Carvalho P.C.F., Trindade J.K., Macari S., Fischer V., Poli C.H.E.C. & Lang C.R. 2007b. Consumo de forragens por bovinos em pastejo. In: *Produção de Ruminantes em Pastagens* (eds. Pedreira CGS, Moura JCd, Silva SCd & Faria VPd). FEALQ, Piracicaba, pp. 177-218.

Conner J.R. 1991. Social and economical influences on grazing management. In: *Grazing Management: an Ecological Perspective* (eds. Heitschmidt RK & Stuth JW). Timber Press, Oregon, pp. 191–199.

Costa F.P. & Rehman T. 1999. Exploring the link between farmers' objectives and the phenomenon of pasture degradation in the beef production systems of Central Brazil. *Agricultural Systems* 61: 135–146.

Costa F.P. & Rehman T. 2005. Unravelling the rationale of "overgrazing" and stocking rates in beef production systems of Central Brazil using a bi-criteria compromise programming model. *Agricultural Systems* 83: 277-295.

Cruz P., Duru M., Therond O. *et al*. 2002. Une nouvelle approche pour caractériser les prairies naturelles et leur valeur d'usage. *Fourrages* 172: 335-354.

De Haan C. 1997. Balancing livestock and environment: the grazing system. In: (Eds.),. In: *Livestock and the Environment: Finding the Balance* (eds. De Haan C, Steinfeld H & Blackburn H). Wrenmedia, United Kingdom.

Diaz S. & Cabido M. 2001. Vive la diference: plant functional diversity matters to ecosystem process. *Trends in Ecology and Evolution* 16: 646-655.

Diaz S., Noy-Meir I. & Cabido M. 2001. Can grazing response of herbaceous plants be predicted from simple vegetative traits? *Journal Applied Ecology* 38: 497-508.

Dikman J. 1998. Carrying capacity: outdated concept or useful livestock management tool? Overseas Development Institute. http://www.odi.org.uk/pdn/drought/dijkman.html

Duru M., Cruz P. & Magda D. 2004. Using plant traits to compare sward structure and composition of grass species across environmental gradients. *Applied Vegetation Science* 07: 11-18.

Eggers L., Cadenazzi M. & Boldrini I.I. 2004. Phyllochron of Paspalum notatum FL. AND Coelorhachis selloana (HACK.) CAMUS in natural pasture. *Scientia Agricola* 61: 353-357.

Gärdenfors U. 2005. *Roödlistade arter i Sverige 2005 (The 2005 Red List of Swedish Species)*. ArtDatabanken, Uppsala.

Garnier E., Cortez J., Billès G., Navas M.-L., Roumet C., Debussche M., Laurent G., Blanchard A., Aubry D., Bellmann A., Neill C. & Toussaint J.-P. 2004. Plant functional markers capture ecosystem properties during secondary succession. *Ecology* 85: 2630-2637.

Gonçalves E.N. 2007. *Comportamento ingestivo de bovinos e ovinos em pastagem natural da Depressão Central do Rio Grande do Sul*. Doutorado Faculdade de Agronomia – Programa de Pós-Graduação em Zootecnia, Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre, p. 127.

Gonçalves E.N., Carvalho P.C.F., Kunrath T.R., Simon L., Carassai I.J., Bremm C. & Fisher V. no prelo-a. Relações planta-animal em ambiente pastoril heterogêneo: padrões de deslocamento e uso de estações alimentares. *Revista Brasileira de Zootecnia.* no prelo.

Gonçalves E.N., Carvalho P.F.C., Kunrath T.R., Simon L., Carassai I.J., Bremm C. & Fischer V. no prelo-b. Relações planta-animal em ambiente pastoril heterogêneo: processo de ingestão de forragem. *Revista Brasileira de Zootecnia.* no prelo.

Gordon I.J. 2000. Plant-animal interactions in complex plant communities:from mechanim to modelling. In: *Grassland ecophysiology and grazing ecology* (eds. Lemaire G, Hodgson J, Moraes Ad, Nabinger C & Carvalho PCdF). CAB International, pp. 191-207.

Gordon I.J. & Benvenutti M. 2006. Food in 3D: how ruminant livestock interact with sown sward architecture at bite scale. In: *Feeding in domestic vertebrates: from structure to behavior* (ed. Bels V). CAB International, pp. 263-277.

Goret T. 2005. *Influence de l'intensité de pâturage et de la richesse du sol sur la biodiversité des prairies naturelles du Campos au sud du Brésil*. Université Catholique de Louvain, 151 p.

Halford M. *et al*. 2008. Long-term impact of cattle grazing on the botanical composition and the vegetation dynamic of the natural pastures of the Pampa biome (Southern Brazil). *Rangeland Ecology and Management*.

Hanselka C.W. & Landers Jr. R.Q.J. 1993. Why stocking rate decisions are important – an overview. In: *Managing Livestock Stocking Rates on Rangeland* (eds. Cox JR & Cadenhead JF). Texas A&M University, Texas, pp. 2-9.

Hasenack H., Cordeiro J.L.P. & Costa B.S.C. 2007. Cobertura vegetal atual do Rio Grande do Sul In: *Sustentabilidade produtiva no Bioma Pampa. II Simpósio de Forrageiras e Produção Animal* (eds. Dall'agnol M, Nabinger C, Sant'ana DM & Santos RJ). Departamento de Forrageiras e Agrometeorologia – UFRGS, Porto Alegre, pp. 15-22.

Heitschmidt R.K. & Taylor Jr. R.L. 1991. Livestock production. In: *Grazing Management: an Ecological Perspective* (eds. Heitschmidt RK & Stuth JW). Timber Press, Oregon, pp. 161–177.

Hester A.J. & Baillie G.J. 1998. Spatial and temporal patterns of heather use by sheep and red deer within natural heather/grass mosaics. *Journal Applied Ecology* 35: 772– 784.

Hester A.J., Gordon I.J., Baillie G.J. & Tappin E. 1999. Foraging behaviour of sheep and red deer within natural heather/grass mosaics. *Journal Applied Ecology* 36: 133–146.

Hodgson J., Clark D.A. & Mitchell R.J. 1994. Foraging behavior in grazing animals and its impact on plant communities. In: *Forage quality, evaluation and utilization – National Conference on Forage Quality* (ed. Fahey GC). American Society of Agronomy, Lincon, pp. 796-827.

Holland J.P., Waterhouse A., Robertson D. & Pollock M.L. 2008. Effect of different grazing management systems on the herbage mass and pasture height of a Nardus stricta grassland in western Scotland, United Kingdom. *Grass and Forage Science* 63: 48-59

IBGE 2004. Mapa da vegetação do Brasil e Mapa de Biomas do Brasil. IBGE. http://www.ibge.gov.br

IBGE 2006. Censo agropecuário 1995-1996. IBGE. http://www.ibge.gov.br

Ihse M. 1995. Swedish agricultural landscapes: patterns and changes during the last 50 years, studied by aerial photos. *Landscape and Urban Planning* 31: 21-37.

INTA 1977. Tipos de pasturas naturales en el Centro-Sur de Corrientes. In: *Noticias y Comentarios*. INTA, Mercedes, Corrientes, pp. 1-5.

Kawamura K., Akiyama T., Yokota H., Tsutsumi M., Yasuda T., Watanabe O. & Wang S. 2005. Quantifying grazing intensities using geographic information and satellite remote sensing in the Xilingol steppe region, Inner Mongolia, China. *Agriculture Ecosystem and Environment* 107: 83-93.

Kleijn D. & Sutherland W.J. 2003. How effective are European agri-environment schemes in conserving and promoting biodiversity? *J Appl Ecology* 40: 947-969.

Laca E.A. 2000. Modelling spatial aspects of plant-animal interactions. In: *Grassland ecophysiology and grazing ecology* (eds. Lemaire G, Hodgson J, Moraes Ad, Nabinger C & Carvalho PCdF). CAB International, pp. 209-231.

Laca E.A., Demment M.W., Distel R.A. & al. e. 1993. A conceptual model to explain variation in ingestive behavior within a feeding patch. In: *International Grassland Congress*. Palmerston North, pp. 710-712.

Launchbaugh K.L. & Howery L.D. 2005. Understanding landscape use patterns of livestock as a consequence of foraging behavior. *Rangeland Ecology and Management* 58: 99-108.

Lavorel S. & Garnier E. 2002. Predicting changes in community composition and ecosystem function from plant traits: revisiting the Holy Grail. *Functional Ecology* 16: 545-556.

Maraschin G.E. 2001. Production potential of South American grasslands. In: *International Grassland Congress* (eds. Gomide JA, Mattos WRS & Silva SCd). FEALQ, São Paulo, pp. 5-15.

McNaughton S.J. & Banyikwa F.F. 1995. Plant communities and herbivory. In: *Serengeti II. Dynamics, management, and conservation of an ecosystem* (eds. Sinclair ARE & Arcese P). Univ. of Chicago Press, Chicago, pp. 49-70.

Mezzalira J.C. 2009. *O manejo do pastejo em ambientes pastoris heterogêneos: comportamento ingestivo e produção animal em distintas ofertas de forragem*. Dissertação de Mestrado, Faculdade de Agronomia – PPG Zootecnia, Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre, p. 159.

MMA 2005. Lista nacional das espécies da fauna brasileira ameaçadas de extinção. MMA, Brasília.

Neves F.P. 2008. *Estratégias de manejo da oferta de forragem em pastagem natural: estrutura da vegetação e a recria de novilhas*. Mestrado em Zootecnia, Faculdade de Agronomia – PPG Zootecnia, Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre, p. 179.

Oom A.S.P., Hester A.J., Elston D.A. & Legg C.J. 2002. Spatial interaction models: from human geography to plant-herbivore interactions. *Oikos* 98: 65–74.

Oom A.S.P., Sibbald M., Hester A.J., Miller D.R. & Legg C.J. 2008. Impacts of sheep grazing a complex vegetation mosaic: Relating behaviour to vegetation change. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 124: 219-228.

Pärtel M. & Zobel M. 1999. Small-scale plant species richness in calcareous grasslands determined by the species pool, community age and shoot density. *Ecography* 2: 153-159.

Pihlgren A. & Lennartsson T. 2008. Shrub effects on herbs and grasses in semi-natural grasslands: positive, negative or neutral relationships? *Grass and Forage Science* 63: 9–21.

Pinto C.E., Carvalho P.F.C., Frizzo A., Fontoura Júnior J.A., Nabinger C. & Rocha R. 2007. Comportamento ingestivo de novilhos em pastagem nativa no Rio Grande do Sul. *Revista Brasileira de Zootecnia* 36: 319-327.

Pontes L.S. 2006. *Diversité fonctionelle des graminées prairiales: conséquences pour la productivité et pour la valeur nutritive*. PhD Thesis Université Blaise Pascal, Clermont-Ferrand.

Prache S., Gordon I.J. & Rook A.J. 1998. Foraging behaviour and diet selection in domestic herbivores. *Annales de Zootechnie* 48: 1-11.

Quadros F.L.F., Cruz P., Theu J.P., Duru M., Frizzo A., Carvalho P.C.F. & Trindade J.P.P. 2006. Uso de tipos funcionais de gramíneas como alternativa de diagnóstico da dinâmica e do manejo de campos naturais. In: *Reunião anual da Sociedade Brasileira de Zootecnia*. Sociedade Brasileira de Zootecnia, João Pessoa, pp. 1-4.

Rook A.J., Dumont B., Isselstein J., Osoro K., Wallis De Vries M.F., Parente G. & Mills J. 2004. Matching type of livestock to desired biodiversity outcomes in pastures – a review. *Biological Conservation* 119: 137-150.

Santos D.T. 2007. *Manipulação da oferta de forragem em pastagem natural: efeito sobre o ambiente de pastejo e o desenvolvimento de novilhas de corte*. Tese de Doutorado, Faculdade de Agronomia, Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre, p. 259.

SEBRAE/FARSUL/SENAR 2005. *Diagnóstico de sistemas de produção da bovinocultura de corte do Estado do Rio Grande do Sul*. Relatório de Pesquisa, IEPE/UFRGS, Porto Alegre, 265 p.

Silva S.C.d. & Carvalho P.F.C. 2005. Foraging behaviour and intake in the favourable tropics/sub-tropics. In: *Grassland: a global resource* (ed. Mcgilloway DA). Academic Publishers: Wageningen, pp. 81-95.

Soares A.B. 2003. Herbage allowance and species diversity on native pasture. *African Journal of Range and Forage Science* 20: 134.

Sosinski E.E. & Pillar V.D. 2004. Respostas de tipos funcionais de plantas à intensidade de pastejo em vegetação campestre. *Pesquisa Agropecuária Brasileira* 39: 1-9.

Stanners D. & Bordeau P. 1995. *Europe's environment. The Dobris assessment.* European Environment Agency, Copenhagen, Denmark.

Stuth J.W. 1991. Foraging Behavior. In: *Grazing management: an ecological perspective*. (eds. Heitschmidt RK & Stuth JW). Timber Press: Oregon, pp. 65-83.

Tamminga S. 2003. Pollution due to nutrient losses and its control in European animal production. *Livestock Production Science* 84: 101–111.

Ungar E.D. & al. e. 2006. The Implications of compound chew–bite jaw movements for bite rate in grazing cattle. *Applied Animal Behavior Science* 98: 183-195.

Van Der Sluijs D.H. 1971. Native grasslands of the Mesopotâmia region of Argentina. Netherlands *Netherlands Journal of Agricultural Science* 19: 3-22.

Weibull A.C.E. & Östman Ö. 2003. Species composition in agroecosystems: the effect of landscape, habitat, and farm management. *Basic and Applied Ecology* 4: 349-361.

Westoby M., Falster D.S., Moles A.T., Vesk P.A. & Wright I.J. 2002. Plant ecological strategies: Some leading dimensions of variation between species. *Annual Review of Ecology and Systematics* 33: 125-159.

Wright I.J. *et al.* 2005. Assessing the generality of global leaf traits relationships. *New Phytologist* 166: 485-496.

Wright I.J., Reich P.B., Westoby M., Ackerly D.D., Baruch Z., Bongers F., Cavender-Bares J., Chapin T., Cornelissen J.H.C., Diemer M., Flexas J., Garnier E., Groom P.K., Gulias J., Hikosaka K., Lamont B.B., Lee T., Lee W., Lusk C., Midgley J.J., Navas M.-L., Niinemets U., Oleksyn J., Osada N., Poorter H., Poot P., Prior L., Pyankov V.I., Roumet C., Thomas S.C., Tjoelker M.G., Veneklaas E.J. & Villar R. 2004. The worldwide leaf economics spectrum. *Nature* 428.

Ziller S.R. 2005. Brazil. In: *Invasive alien species in South America* (eds. Ziller SR, Reaser JK, Neville LE & Brand K). The Global Invasive Species Programme, pp. 43-49.

Zorzetto R. 2008. Mais verde do que imaginávamos. FAPESP. (19/03/2008).

Paulo Carvalho. Vacas equipadas na EEA da UFRGS em Eldorado do Sul, RS.

Capítulo 17

Ovinocultura no bioma Pampa

César Henrique Espírito Candal Poli[1,2], Felipe Jochims[3],
Alda Lucia Gomes Monteiro[4] & Paulo César de Faccio Carvalho[1]

A ovinocultura tem uma importante participação no sistema produtivo do Rio Grande do Sul, principalmente na região do bioma Pampa (classificação brasileira de biomas, IBGE 2004). Se compararmos com outros Estados da Federação, a produção de ovinos é um diferencial importante na economia e na atividade agropecuária do Estado, que atualmente, apresenta a maior população de ovinos do Brasil, contando com um rebanho de aproximadamente 3,8 milhões de cabeças (IBGE 2004). Essa população representa ao redor de 28% do rebanho nacional. Entretanto, dados do Departamento de Produção Animal/ Serviço de Epidemiologia e Estatística do RS (SAA-RS 2005) estima a população de ovinos em 3.319.902 animais, sendo 1.790.904 ovelhas em 40.589 propriedades, gerando um rebanho médio de 82 animais por propriedade, com média de 44 matrizes. Conforme comunicação pessoal da SAA-RS, aproximadamente metade dos criadores são produtores direcionados para a produção de carne e a outra metade são produtores preferenciais de lã.

Grande parte dessa população de ovinos encontra-se no bioma Pampa (aproximadamente 70% - IBGE 2006, Comunicação pessoal SAA-RS), localizado na região do Centro-Sul do Rio Grande do Sul. As cidades com maior concentração de animais estão próximas da fronteira com o Uruguai e Argentina (conforme SAA-RS, 2005) e são: Livramento, Alegrete e Uruguaiana (Tab. 17.1).

O Rio Grande do Sul tem tradição na atividade, entretanto grande parte das propriedades de ovinos apresentam animais de baixo padrão zootécnico e baixíssimo nível tecnológico, subestimando o campo natural como fonte de nutrientes, favorecendo a ocorrência de infecções parasitárias, ou como atividade secundária à exploração de outras atividades.

Apesar de algumas propriedades atingirem bons índices de produtividade, os índices médios do Estado são baixos. O RS apresenta índice médio de desmame de 60-65%, de taxa de natalidade abaixo de 80% e de mortalidade de cordeiros de 20%, (Pereira Neto 2004).

Foto de abertura: Carlos Nabinger. Ovelhas e ovelheiro.

1 Professor Adjunto Universidade Federal do Rio Grande do Sul.
2 Endereço para correspondência: Cx Postal 15.100 – Depto de Zootecnia CEP 91540-000 Porto Alegre – RS. E-mail: cesar.poli@ufrgs.br
3 Aluno Doutorado Programa de Pós-Graduação em Zootecnia UFRGS
4 Professora Adjunta Universidade Federal do Paraná

Diversos fatores favorecem os baixos índices produtivos da ovinocultura em campo nativo, entre eles a baixa qualidade genética dos animais, a sanidade do rebanho, manejos inadequados e principalmente a baixa produtividade forrageira. Essa baixa produção líquida do campo natural se dá, principalmente, devido a problemas associados ao manejo da desfolha, por meio de cargas muito elevadas.

Dentro desta realidade, Ribeiro (2003) caracteriza os ovinocultores da região ecológica do Sul do Rio Grande do Sul (região do bioma Pampa) em dois grandes grupos: produtores patronais, que têm na ovinocultura uma atividade que compõe o sistema de produção em conjunto com os bovinos de corte e alguma agricultura, e os produtores familiares, que se dedicam à ovinocultura como uma atividade importante do seu sistema de produção como fonte de proteína animal. Conforme Ribeiro (2003), no grupo de pecuaristas patronais, a ovinocultura tem diminuido significativamente sua importância econômica, passando a ser uma atividade secundária. Nesse caso, os ovinos servem para a alimentação das pessoas que residem na propriedade rural. No entanto, existem variações importantes dentro da classificação feita por Ribeiro (2003), com a presença de grandes produtores onde a ovinocultura é uma importante fonte de renda do produtor, mas são em número bem menor que nas décadas de 60 a 80. Por outro lado, Ribeiro (2003) estima um número aproximado de 10.000 pecuaristas familiares na Região da Campanha e Fronteira Oeste do RS (região do bioma Pampa), abrangendo a maioria dos rebanhos do Estado.

▼ Tabela 17.1 | Municipios do Rio Grande do Sul com maior população de ovinos (todos os municipios estão localizados no bioma Pampa)

Município	Total Ovinos	Nº de Propriedades
Santana do Livramento	381991	1305
Alegrete	255570	3271
Uruguaiana	170159	558
Quarai	164937	622
São Gabriel	154906	846
Dom Pedrito	137425	755
Lavras do Sul	125854	460
Herval	110391	786
Pinheiro Machado	110182	697
Rosário do Sul	88275	931
Piratini	87420	1271
Bagé	77890	515
São Borja	70874	530
Caçapava do Sul	62839	1014
Encruzilhada do Sul	62212	1104
Jaguarão	60655	284
Total do Estado	3.319.902	40.589

Fonte: Serviço de Epidemiologia e Estatística/Departamento de Produção Animal/ Secretaria da Agricultura e Abastecimento do RS, Dados 2005 (SAA-RS 2005).

Produção de ovinos em Campo nativo do bioma Pampa

Vários trabalhos de pesquisa realizados no Rio Grande do Sul demonstram o potencial de produção animal em pastagem natural (Barcellos *et al.* 1980, Moojen & Maraschin 2002, Rizo *et al.* 2004) por meio da utilização de diferentes formas de manejo como distintos níveis de oferta de forragem, melhoramento por meio de adubações e introdução de espécies de estação fria. Entretanto, esses trabalhos foram conduzidos em sua maioria com bovinos, e são escassos os trabalhos realizados com ovinos, visando avaliar o potencial de produção animal em pastagens naturais.

Dos poucos trabalhos realizados com ovinos em campo nativo, uma boa parte deles utilizou cordeiros "ao pé da mãe". Siqueira *et al.* (1984), por exemplo, estudaram o desempenho de cordeiros da raça Ideal e cruzas Texel x Ideal, criados em pastagem nativa com suas respectivas mães e observaram nos cordeiros machos valores de ganho médio diário de peso (GMD) de 89g nos animais puros e 76g nos animais cruzados. Selaive-Villaroel *et al.* (1997), por sua vez, avaliaram o desenvolvimento e a produção de cordeiros da raça Corriedale ao pé da mãe, fazendo uma comparação entre a pastagem nativa e uma pastagem cultivada de azevém e trevo branco e observaram GMD de 146g na pastagem cultivada e 122g na pastagem nativa.

Quando os cordeiros ainda são lactantes, o seu desempenho depende principalmente da nutrição adequada da ovelha. Os valores encontrados pelos autores citados são relativamente baixos para esta fase do animal, o que pode estar demonstrando que a pastagem nativa não supriu as necessidades das ovelhas na fase de lactação, o que ocorre normalmente quando o animal não consegue atingir o consumo mínimo de nutrientes durante o dia. Estes valores possivelmente podem ser aumentados

somente com um ajuste da catrga animal, disponibilizando mais forragem a ovelha, para que esta possa exercer uma maior seletividade frente ao campo nativo. Neste contexto, se torna relevante os aspectos relacionados com a quantidade de pasto ofertado, assim como a forma que essa forragem é apresentada aos animais (altura, massa de forragem), pois são esses fatores, que em última análise, determinam a velocidade de obtenção de nutrientes (Carvalho *et al*. 2001).

Muitos trabalhos têm demonstrado que ofertas de forragem moderadas são mais vantajosas, tanto do ponto de vista econômico quanto ambiental. Com oferta de forragem moderada, obtêm-se expressivos ganhos de peso por animal e por área, e ainda a diversidade de espécies vegetais desejáveis ao pastejo é aumentada. Dados obtidos de experimentos de longo tempo tem demonstrado que a produção de peso vivo pode até ser triplicada, em relação a média do estado, tão somente pelo ajuste de carga animal em épocas estratégicas (Nabinger *et al.* 2006).

Nesse sentido, o ajuste de carga tem um efeito importante na estrutura da pastagem, e essa no consumo dos animais. Gonçalves (2007) recentemente desenvolveu uma tese esclarecedora em relação ao efeito da estrutura do campo natural na taxa de consumo de forragem. Gonçalves (2007) trabalhou em pequena escala, utilizando campo nativo previamente roçado, com predominância de *Paspalum notatum* e *Axonopus affinis*. Verificou, então, que ovelhas pastejando áreas de campo nativo com mais de 10 cm de altura reduziram a sua velocidade de ingestão. Essa redução da velocidade de ingestão é explicada pela redução do tamanho do bocado em função da baixa densidade do pasto. Então, além da redução do consumo devido à profundidade do bocado, como descrito em diversos trabalhos (Chacon & Stobbs 1976, Carvalho 1997, Roman 2006), a densidade da pastagem no campo natural é um importante determinante da área do bocado de ovinos. A baixa densidade de folhas em uma pastagem com baixa relação folha/colmo pode, portanto, reduzir a velocidade de ingestão e, consequentemente, o consumo dos animais.

É necessário um maior conhecimento das interações entre plantas e animais na pastagem nativa. Os ovinos são animais extremamente seletivos e quando a procura pelo alimento de sua preferência se torna muito custosa, os animais geralmente selecionam menos e ingerem o que está mais perto e a uma maior velocidade (Roguet *et al*. 1998), não ingerindo os nutrientes necessários. Cortes *et al.* (2005) citam que ao aumentar a possibilidade de seleção da dieta, os ovinos aumentam significativamente a ingestão de matéria seca em até 17%. Além disso, o simples ajuste de lotação possibilita um aumento das espécies de bom valor forrageiro, o que vai refletir diretamente no desempenho dos animais.

São muito escassos os trabalhos onde foram utilizados cordeiros desmamados em campo nativo. Almeida (2004) avaliou o desempenho de cordeiros desmamados da raça Ideal e cruza Ideal x Border Leicester em pastagem natural + suplemento, e em pastagem cultivada azevém + trevo vermelho + cornichão com e sem suplementação. Ele observou valores de GMD de 211g para os animais em pastagem nativa com suplementação, e 273g e 243g para os animais mantidos em pastagem cultivada com suplemento e sem suplemento respectivamente. Um outro trabalho de avaliação de cordeiro desmamado foi desenvolvido no Uruguai. Montossi *et al.* (2003), trabalhando em dois tipos de melhoramento de campo nativo com trevo branco + cornichão e somente cornichão obteve GMD de 196g no melhoramento com TB + C e GMD de 212g no campo melhorado somente com cornichão.

Mais recentemente, David (2009) desenvolveu uma dissertação de mestrado avaliando o desempenho e o comportamento ingestivo de borregas em campo nativo da Depressão Central do RS, recebendo níveis de suplementação, em relação ao seu requerimento alimentar, durante o inverno. Obteve-se ganho lineares a medida que aumentava a suplementação. Os GMDs variaram de 20g/dia a 168g/dia, sem e com 100% do requerimento de energia e proteína metabolizável atendida via suplementação concentrada, respectivamente. Concluiu-se que a suplementação com concentrado em campo nativo de baixa qualidade tem pouca influência no comportamento seletivo dos animais, mas tem um importante papel no tempo de pastejo, o que provavelmente esteja ligado à quantidade

de forragem ingerida. Os animais menos suplementados gastaram muito mais tempo pastejando que animais não suplementados. Torna-se claro, então, a necessidade de serem realizados mais experimentos com ovinos em pastagens naturais para desvendar os diferentes efeitos do manejo tanto no animal como na vegetação.

Alguns programas de incentivo do Governo do RS têm sido anunciados nesta fase de retomada da ovinocultura no Estado do RS. Em junho de 2003, foi instalada a Câmara Setorial da Ovinocultura, tendo como uma das missões de organizar e promover o desenvolvimento da cadeia produtiva. Em julho de 2004, foi lançado o Programa de Desenvolvimento da Ovinocultura do RS (Silveira 2005). Um outro projeto importante que beneficia também a ovinocaprinocultura é o projeto "Juntos para Competir" que é uma iniciativa do SEBRAE-RS, junto com a Federação de Agricultura do Rio Grande do Sul (FARSUL) e Serviço Nacional de Aprendizagem Rural do Estado (SENAR-RS). Mais recentemente está se implantando na região do bioma Pampa (Fronteira Oeste do RS), através de demanda levantada pelos Conselhos Regionais de Desenvolvimento, um projeto de Arranjo Produtivo Local (APL) da Ovinocultura de corte. Além disso, a Universidade Federal do Rio Grande do Sul e a FEPAGRO inauguraram em junho de 2009 um Centro de Pesquisa, Ensino e Desenvolvimento da Ovinocultura, em Viamão, com o objetivo de desenvolver pesquisa e treinamento de alunos e produtores vinculados à ovinocultura.

Diante disto, é necessário enfatizar que a condição atual demonstra a existência de vários desafios a serem suplantados na produção de ovinos no Pampa, ressaltando entre eles: a falta de pesquisa nesse ambiente; a ineficiente organização e gestão da cadeia produtiva; a postura não empresarial por parte do ovinocultor; a reduzida disponibilidade de mão de obra qualificada, além da necessidade de treinamento de técnicos e especialistas para atuarem no setor.

Esses vários desafios a serem suplantados devem-se, em grande parte, ao fato da mudança no objetivo de produção da ovinocultura de lã para a ovinocultura de carne não ser acompanhada pela mudança de mentalidade do produtor da região do bioma Pampa. Existe uma forte influência da cultura e tradição no desempenho da cadeia. Conforme Silveira (2005), esse fato limita a percepção dos agentes da cadeia em relação às inovações tecnológicas, às tendências de gestão e ao mercado. O que ocorre nessa região é que os produtores ficam limitados a uma visão restrita da sua atividade ou apenas da cadeia na sua região, sem vislumbrar as oportunidades existentes de mudanças necessárias para aproveitá-las (Silveira 2005). Para melhor compreensão da realidade serão caracterizadas, a seguir, a ovinocultura para lã e para carne na região do bioma Pampa.

Ovinocultura para lã no bioma Pampa

Durante o século passado, a ovinocultura passou por períodos de progressos e crises. As décadas de 40, 50 e 60 ficaram marcadas pela ascensão da atividade onde a lã era considerada o "Ouro Branco" do Estado, tornando-se a maior riqueza existente nos campos gaúchos e sustentando todas as despesas das propriedades. Os períodos de crise vieram a partir dos anos 70 com o apoio maciço do governo para a agricultura. Nas décadas subseqüentes, a atividade sofreu com o fechamento das cooperativas, o fim do crédito subsidiado e a crise da lã no mercado internacional devido, principalmente, aos grandes estoques de lã na Austrália (Bofill 1996).

Nocchi (2001) ressalta que outros fatores durante a década de 90 também influenciaram na desvalorização da lã, como o colapso da URSS e a crise econômica na Europa Ocidental e na Ásia, que reduziram a demanda de lã no mercado internacional. O público consumidor de tecidos começou a mudar seus hábitos, deslocando seu consumo para confecções de algodão, sintéticos e misturas de fibras, instalando dessa forma, a crise mundial no setor. Esse cenário fez com que muitos produtores deixassem a atividade, causando a redução drástica no rebanho ovino (Boffil 1996).

No Brasil, a trajetória do setor ovino iniciou-se principalmente pelo Estado do RS, formado fortemente pelas raças laneiras Merino e Ideal, e especialmente pela raça Corriedale, de produção

mista carne-lã. A ARCO, hoje Associação Brasileira de Criadores de Ovinos, fundada em 1942 no RS, exerceu forte influência na ovinocultura nacional nos anos 70. Nesse período realizou-se trabalhos de seleção que, aliados a esclarecimentos sobre nutrição e sanidade, elevaram a produção média de lã de 1,5 kg nos anos 40 a 3,0 kg na década de 90. Assim, o primeiro programa nacional de melhoramento de ovinos, o PROMOVI (Programa de Melhoramento Genético dos Ovinos) teve alcance simplesmente regional, mas proporcionou um importante impacto na região do bioma Pampa. Conforme Morais (2000), o PROMOVI avaliou dentro de fazendas, mais de 30 mil reprodutores para lã e carne entre os anos de 1977 e 1995.

Com a grave crise mundial da lã, nos anos 80 e 90, muitos produtores tentaram se prevenir mantendo seus rebanhos (Corriedale, principalmente) num misto entre a volta da produção laneira e a mudança para a carne. A crise foi seguida de uma ligeira recuperação, e logo depois, forte agravamento, com o fechamento de grandes e tradicionais cooperativas de produtores de lã. Verificou-se, entre 1990 e 1998, queda de 50% da produção de lã nacional, marcada principalmente pela redução da produção no Estado Gaúcho (IBGE 2001). Na década de 80, havia 24 cooperativas de lã associadas à Federação das Cooperativas de Lã (FECOLÃ) no RS e atualmente apenas três cooperativas de lã estão em atuação, entre elas a Cooperativa Mauá, em Jaguarão, a Cooperativa Tejupá, em São Gabriel, e a Cooperativa de Lãs de Quaraí. Essas três cooperativas estão instaladas e englobam basicamente produtores da região do bioma Pampa. Além dessas cooperativas, existem várias barracas (mercado que compra e vende lã) na fronteira sudoeste do RS. Na Tabela 17.2, apresenta-se informações do IBGE (2001) sobre a produção de lã nos municípios do Estado.

▼ Tabela 17.2 | Produção anual de lã e produtividade por ovino tosquiado, nos principais municípios produtores, no Rio Grande do Sul e no Brasil.

Municípios	Ovinos Tosquiados (cab)	Lã (kg)	Lã (%RS)	Lã (%BR)	Produtividade (kg lã/ovino)
Santana do Livramento	480.000	1.536.000	13,8	12,71	3,20
Alegrete	243.676	799.257	7,18	6,62	3,28
Uruguaiana	200.910	699.166	6,28	5,79	3,48
Quarai	181.766	579.833	5,21	4,8	3,19
Dom Pedrito	176.600	529.800	4,76	4,39	3,00
Rosário do Sul	148.361	459.900	4,13	3,81	3,09
São Gabriel	150.450	406.215	3,65	3,36	2,70
Herval	97.782	316.036	2,84	2,62	3,23
Piratini	109.642	314.181	2,82	2,60	2,86
Lavras do Sul	97.374	294.783	2,65	2,44	3,02
Sub-total	1.886.561	5.935.171	53,32	49,13	3,14
Rio Grande do Sul	3.748.367	11.131.374	100,0	92,14	2,96
Brasil	4.188.805	12.080.553		100,0	2,88

Fonte: IBGE/Produção Pecuária Municipal, 2001. Elaborado por SAA/CEPA/RS.

A lã da raça Corriedale tem grande importância nesse mercado. Ainda hoje é a raça mais numerosa do Estado, responsável por 65% da lã processada pela Paramount Lansul (Revista-Globo-Rural 2006). O RS comercializa, conforme comunicação pessoal da Fecolã, em torno de 9.000 toneladas de lã por ano.

O mercado sulino ainda utiliza critérios tradicionais de classificação para a lã. Raras vezes se utilizam medidas objetivas de diâmetro da fibra; utiliza-se muitas vezes o número de ondulações na mechas de lã, ou ainda, negocia-se o preço conforme a raça do rebanho esquilado (Oliveira & Alves 2003). A falta de medidas objetivas de avaliação certamente tem limitado o incremento da qualidade do produto pelo produtor.

Ovinocultura para carne no bioma Pampa

Devido à crise da lã (descrito acima), ocorreram mudanças nos objetivos de produção ovina no RS. As raças especializadas em produção de carne começaram a ser introduzidas e a estabilização econômica do Plano Real e suas conseqüências no mercado interno trouxeram consigo o aumento no

consumo de carne ovina. Dessa forma, com melhores remunerações que a lã, a produção ovina de corte passou a ser uma boa alternativa aos produtores (Viana & Souza 2007).

No sistema de produção atual, a eficiência reprodutiva torna-se um fator preponderante. O aspecto econômico está baseado na produção de cordeiros, pois a quantidade e a qualidade da lã produzida pelas raças de carne são de baixo valor comercial (Ribeiro *et al.* 2002). Entretanto, dados sobre os índices reprodutivos dos rebanhos comerciais do Rio Grande do Sul são muito pouco mencionados na literatura. Em revisão sobre o assunto, foi encontrado que os índices de fertilidade são de 60% e um percentual de mortalidade perinatal de cordeiros de 25% (Oliveira 1978). Mais recentemente, Cow (1991) examinou oito mil ovelhas de rebanhos criados no município de Santana do Livramento – RS, encontrando percentagens de ovelhas vazias variando entre 5 a 40%, com o valor médio de 15%.

Em trabalho realizado por Ribeiro *et al.* (2002), foram observados 45 rebanhos comerciais, criados em 23 municípios, onde o manejo dos animais era de forma extensiva em campo natural. Os rebanhos estudados continham animais das raças Corriedale, Ideal, Merino Australiano, Suffolk, Texel e Hampshire Down. Na totalidade foram examinadas 27.089 ovelhas e a percentagem de prenhez encontrada variou de 77,3 a 89,9%, onde a média encontrada foi de 81,6%. A taxa média de ovelhas vazias foi de 18 a 20%. Esses baixos valores de taxa de prenhez são preocupantes para o atual sistema de produção, pois reflete diretamente no número de cordeiros produzidos. Neste mesmo trabalho, Ribeiro *et al.* (2002) citam que rebanhos bem manejados, mesmo que em campo nativo, podem apresentar taxas de parição elevadas. Esses dados são semelhantes a valores observados por Alves *et al.* (1991) que encontraram valores médios de 79% em estudo realizado com as raças Corriedale, Romney Marsh, Sufolk e Ile de France, todos mantidos em campo nativo do bioma Pampa.

Em revisão sobre as causas das perdas reprodutivas, Silva (1992) menciona três fatores principais que são: (a) manejo nutricional e reprodutivo deficientes; (b) mortalidade perinatal de cordeiros e; (c) enfermidades. Dentro desses, Oliveira & Moraes (1991) mencionam que a nutrição é o mais importante.

Rebanhos de raças especializadas para carne necessitam de uma maior atenção em seu manejo nutricional e, quando bem manejados, podem evidenciar altos índices de fertilidade. No sistema atual de produção, as ovelhas de raças produtoras de carne, que foram geneticamente selecionadas para a produção de cordeiros, muitas vezes não encontram nas condições extensivas o suporte nutricional adequado para manifestação de suas habilidades reprodutivas (Ribeiro *et al.* 2002), devido a manejos mal executados e ao elevado requerimento alimentar dos animais. Muitos criadores de Corriedale começaram a importar reprodutores das raças Hampshire Down, Suffolk, Ile de France e Texel, especializadas em produção de carne, e começaram a produzir cordeiros "meio sangue" para o abate. Outros ainda, iniciaram cruzamentos absorventes com essas raças, na intenção de atender ao mercado já propício para animais de corte. Morais (2000) cita que 2267 animais de raças especializadas para carne foram importados, correspondendo a 96,55% do total de ovinos importados no período.

Vale ressaltar, que o rebanho ovino do RS é criado basicamente em pastagens nativas, apresentando estacionalidade de produção de forragem e variações no valor nutritivo ao longo do ano. Essas características são agravadas, muitas vezes, pelo manejo inadequado das pastagens, principalmente com a utilização de carga animal excessiva em épocas de baixa disponibilidade de forragem. Na criação de ovinos, isto reflete nos índices de produtividade das propriedades, gerando uma baixa rentabilidade por área (Oliveira *et al.* 1998).

Um ponto importante a ser considerado na cadeia produtiva da ovinocultura gaúcha é que os elos fortes de comercialização que existiam para a lã, ainda não existem para a carne. Observa-se que atualmente, em todo o Brasil, existem apenas dois ou três frigoríficos com plantas exclusivas para o abate de cordeiros (Revista O Berro 2005). No Rio Grande do Sul grande parte dos frigoríficos registrados no Serviço de Inspeção Federal para o abate de ovinos (MARA-RS, comunicação pessoal, 2006), não possuem planta exclusiva para esse fim, o que não difere das demais regiões do Brasil. Segundo Morais

(2000) e Silva (2002), os donos de frigoríficos, em vários Estados brasileiros, têm alegado trabalhar com apenas 30% de sua capacidade, e em contrapartida, os produtores muitas vezes desconhecem a existência ou a localização destes estabelecimentos. Donos de curtumes na Região Centro-Oeste brasileira afirmaram estar importando peles da África por falta de matéria prima, enquanto que em muitos abates clandestinos as peles são jogadas fora ou vendidas a preços irrisórios. Ainda, segundo o Banco do Nordeste (1999), nesta região, a capacidade instalada para abate é da ordem de 3000 animais por dia e o abate clandestino dos caprinos e ovinos é de mais de 95%, (o chamado "Frigomato", segundo Silva, 2002). No caso do Estado gaúcho, segundo Souza (2003), a possibilidade de abate em planta frigorífica com fiscalização federal (SIF), na maior parte das situações, é inviável pela escala extremamente reduzida de cordeiros abatidos, como pode ser confirmado pelas informações apresentadas na Tabela 17.3. Para que um frigorífico exclusivo para ovinos se sustentasse no RS, o mesmo deveria abater por dia cerca de 300 cordeiros (Revista Ovinos 2005).

▼ Tabela 17.3 | Número de ovinos abatidos no Rio Grande do Sul, entre janeiro e dezembro de 2005.

Janeiro	Fevereiro	Março	Abril	Maio	Junho
2.436	2.024	3.848	2.697	3.578	2.528
Julho	**Agosto**	**Setembro**	**Outubro**	**Novembro**	**Dezembro**
2.666	3.501	2.936	3.277	4.026	20.600

Fonte: Serviço de Epidemiologia e Estatística/Departamento de Produção Animal/ Secretaria da Agricultura e Abastecimento do RS, Dados 2005 (SAA-RS 2005).

Um dos grandes entraves da cadeia produtiva da ovinocultura de corte nas regiões do bioma Pampa está ligado, além da baixa produtividade e renda, à falta de constância de entrega e qualidade dos produtos ao consumidor final. O Serviço de Epidemiologia e Estatística da SAA-RS (Tab. 17.3) mostra que grande parte dos abates de ovinos ocorre em Dezembro, próximos do Natal. Conforme Silveira (2005), a baixa eficiência reprodutiva do rebanho, juntamente com a a alta mortalidade dos cordeiros e a reduzida produção de carne e lã, resultam na pequena oferta de animais de qualidade para abate. Esse fato está de acordo com o trabalho de mestrado de De Bortoli (2008) onde conclui que um dos maiores problemas da ovinocultura no RS é a falta de escala de produção. Além disso, o abigeato e a morte de cordeiros por ataque de cachorros e animais carnívoros silvestres é um dos responsáveis pela diminuição do rebanho ovino gaúcho.

Segundo Souza (2003), o Pampa está profundamente identificado com a ovinocultura, região onde a ovelha está a mais de 150 anos. Isso significa que a adaptabilidade da espécie à região esta definitivamente comprovada, sendo uma questão organizacional transformar este potencial em realidade, retomando a "nova ovinocultura", voltada a atender a crescente demanda de carne de qualidade, gerando subprodutos de importância econômica relevante: a lã e a pele ovinas.

Frente às oportunidades de mercado para carne ovina e às dificuldades da cadeia produtiva, produtores rurais da região da Serra do Sudeste do RS buscaram uma forma de atuação diferenciada, através da integração dos agentes. Esta proposta de atuação originou o Conselho Regulador do Cordeiro Herval Premium. Esse Conselho Regulador atua como uma associação de produtores com objetivo de coordenar a oferta de cordeiros, oriundos de distintos estabelecimentos na região da Serra do Sudeste (RS), através de um programa que garante padrão de qualidade e a origem dos produtos, agregando valor à carne (Silveira 2005). Conforme descreve Silveira (2005), o Conselho coordena a cadeia de suprimentos de carne ovina, na medida em que organiza o abate de cordeiros e fornece o produto de acordo com as exigências dos consumidores, visando atender a demanda do mercado. Esta iniciativa de coordenação trouxe benefícios importantes para a ovinocultura, através da conquista de maior integração e cooperação entre produtores, e destes com distribuidores.

Referências

Almeida H.S.L. 2004. *Produção de carne de cordeiros da raça Ideal e cruzas Ideal x Border Leicester terminados em campo natural suplementado ou pastagem cultivada com ou sem suplementação*. Zootecnia, Universidade Federal de Santa Maria, Santa Maria, p. 90.

Alves L.C., Neves J.P. & Luz S.L.N. 1991. Avaliação da ultra-sonografia abdominal para diagnóstico de gestação em ovelhas. In: *Congresso Brasileiro de Reprodução Animal* (Anais...). Belo Horizonte, Minas Gerais, p. 398.

Banco do Nordeste 1999. *Programa para o desenvolvimento sustentável da ovino-caprinocultura na região Nordeste*, Fortaleza, 53 p.

Barcellos J.M., Severo H.C., Acevedo A.S. & Macedo W. 1980. Influência da adubação e sistemas de pastejo na produção de pastagens naturais. In: *Pastagens e Adubação e Fertilidade do Solo* UEPAE/ Embrapa, Bagé, p. 123.

Bofill F.J. 1996. *A reestruturação da ovinocultura gaúcha* Agropecuária, Guaíba, 137 p.

Carvalho P.C.F. *et al.* 2001. Importância da estrutura da pastagem n ingestão e seleção da dieta pelo animal em pastejo. In: *A produção animal na visão dos brasileiros* (eds. Pedreira CGS & Silva SC). FEALQ: Piracicaba, pp. 853 – 871.

Cortes C. *et al.* 2005. Elasticity of ingestive behavior and intake in sheep associated with food diversity on plurispecific swards. In: *XX International Grassland Congress: Grasslands – A Global Resource* Dublin.

Cow A. 1991. *Observações da produção ovina na região da fronteira do Rio grande do Sul*. Edigraf, Santana do Livramento, 79 p.

David D.B. 2009. *Recria de cordeiras suplementadas em campo nativo: níveis de atendimento das exigências nutricionais e suas relações com a resposta animal*. Dissertação de Mestrado. Programa de Pós-Graduação em Zootecnia, Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre, p. 145.

De Bortoli E.C. 2008. *O mercado de carne ovina no Rio Grande do Sul sob a ótica de diversos agentes.*, Programa de Pós-graduação em Agronegócios, Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre, p. 140.

Gonçalves E.N. 2007. *Relações planta-animal em pastagem natural do Bioma Campos*. Tese de Doutorado. Programa de Pós-Graduação em Zootecnia, Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre, p.152.

IBGE 2001. Produção da Pecuária Municipal. (31 de maio de 2006).

IBGE 2004. Mapa da vegetação do Brasil e Mapa de Biomas do Brasil. IBGE. http://www.ibge.gov.br

IBGE 2006. Censo agropecuário 1995-1996. IBGE. (acessado em janeiro de 2009).

Montossi F. *et al.* 2003. Utilização de pastagens em sistemas pecuários (utilización e mejoramientos de campo em pastoreo mixto para engorde de novillos y corderos em Uruguay). In: *Reunião Anual da Sociedade Brasileira de Zootecnia*. Sociedade Brasileira de Zootecnia, Santa Maria, RS.

Moojen E.L. & Maraschin G.E. 2002. Potencial produtivo de uma pastagem nativa do Rio Grande do Sul submetida a níveis de oferta de forragem. *Ciência Rural* 32: 127-132.

Morais O. 2000. O melhoramento genético dos ovinos no Brasil: situação atual e perspectivas para o futuro. In: *III Simpósio Nacional de Melhoramento Animal* (eds. Nunes IJ, Madalena FE & Silva MA). SBMA, Belo Horizonte, MG, pp. 266-272.

Nabinger C., Santos D.T. & Sant'ana D.M. 2006. Produção de bovinos de corte com base na pastagem natural do RS: da tradição à sustentabilidade econômica. In: *Pecuária Competitiva* (eds. Cachapuz JM *et al.*). FEDERACITE: Porto Alegre, pp. 37-77.

Nocchi E.D. 2001. *Os efeitos da crise da lã no mercado internacional e os impactos sócio-econômicos no município de Santana do Livramento, RS, Brasil*. PPG em Integração e Cooperação Internacional, Universidad Nacional de Rosário, Rosário, p. 71.

Oliveira A.C. 1978. *Mortalidade perinatal de ovinos no Rio Grande do Sul referência especial ao diagnóstico*. Dissertação de Mestrado, Faculdade de Veterinária, Universidade Federal de Santa Maria, Santa Maria, p. 74.

Oliveira N.M. & Alves S.R.S. 2003. Sistemas de criação de ovinos nos ambientes ecológicos do sul do Rio Grande do Sul. In: *Sistemas de criação de ovinos nos ambientes ecológicos do sul do Rio Grande do Sul* (ed. Oliveira NM). Embrapa Pecuária Sul, Bagé, pp. 13-19.

Oliveira N.M. & Moraes J.C.F. 1991. Age and flock structure on the reproductive performance of Corriedale ewes in southers Brazil. *Revista Brasileira de Reprodução Animal* 15: 133-143.

Oliveira N.M., Silveira V.C.P. & Borba M.F.S. 1998. *A idade do desmame, o desenvolvimento dos cordeiros e a eficiência reprodutiva de ovelhas corriedale em pastagem natural*. EMBRAPA-CPPSUL, Bagé, 25 p.

Pereira Neto O. (ed.) 2004. *Práticas em ovinocultura: ferramentas para o sucesso.* SENAR – RS, Porto Alegre.

Revista Globo Rural 2006. Agronegócios: Temporada Quente. Revista Globo Rural. http://revistagloborural.globo.com/ (06/07/2006).

Revista O Berro 2005. n. 72: Mar/Ab.

Revista Ovinos 2005. Mercado em Baixa. *Revista Ovinos* 1 (Dezembro): 20-22.

Ribeiro C. 2003. Importância sócio-econômica da ovinocultura. In: *Sistemas de criação de ovinos nos ambientes ecológicos do sul do Rio Grande do Sul* (ed. Oliveira NM). Embrapa Pecuária Sul: Bagé, pp. 21-24.

Ribeiro L.A.O., Gregory R.M. & Mattos R.C. 2002. Prenhez em rebanhos ovinos do Rio Grande do Sul-Brasil. *Ciência Rural* 32: 637-641.

Rizo L.M., Moojen E.L., Quadros F.L.F., Côrrea F.L. & Fontoura Júnior J.A. 2004. Desempenho de pastagem nativa e pastagem sobre-semeada com forrageiras hibernais com e sem glifosato. *Ciência Rural* 34: 1921-1926.

SAA-RS 2005. Serviço de Epidemiologia e Estatística. Departamento de Produção Animal/ Secretaria da Agricultura e Abastacimento do Rio Grande do Sul.

Selaive-Villaroel A.B., Silveira V.C.P. & Oliveira N.M. 1997. Desenvolvimento e produção de carne de ovinos Corriedale abatidos com diferentes idades sobre pastagem natural ou artificial. *Revista Brasileira de Agrociência* 3: 111-118.

Silva C.A.M. 1992. *Reproductive wastage in sheep*. Universidade Federal de Santa Maria, Santa Maria, 45 p.

Silva R.R. 2002. *O agronegócio brasileiro da carne caprina e ovina*. Editora Salvador, 111 p.

Silveira H.S. 2005. *Coordenação na cadeia produtiva de ovinocultura: o caso do Conselho Regulador Herval Premium*. Dissertação de Mestrado, Faculdade de Agronomia – PPG Zootecnia, Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre, p. 107.

Siqueira E.R., Osório J.C.S. & Guerreiro J.L.V. *et al.* 1984. Desempenho de cordeiros machos e fêmeas da raça Ideal e cruzas Texel x Ideal, criados em pastagem nativa. *Pesquisa Agropecuária Brasileira* 19: 1523-1528.

Souza F.A. 2003. Cordeiro Herval Premium – Organizando a oferta. In: *III Sincorte*. EMEPA, João Pessoa.

Viana J.G.A. & Souza R.S. 2007. Comportamento dos preços dos produtos derivados da Ovinocultura no Rio Grande do Sul no período de 1973 a 2005. *Ciência Agrotécnica*, pp. 191-199.

Ilsi Iob Boldrini. Ovelhas na sombra da cina-cina.

Capítulo 18

Aspectos do manejo e melhoramento da pastagem nativa

Aino Victor Ávila Jacques[1], Ingrid Heringer[2] & Simone M. Scheffer-Basso[3]

Introdução

É possível produzir sem danos ao ambiente natural, desde que sejam respeitados os princípios que devem orientar as aplicações da ciência. No caso do manejo e melhoramento de pastagens, esta afirmação se aplica de forma semelhante tanto para espécies nativas como para espécies exóticas. São os conhecimentos básicos, entre outros, sobre condições climáticas, condições de solo, identificação das espécies vegetais, associações entre espécies, comunidades vegetais, caracteres morfo-fisiológicos e relações entre espécies vegetais e o ambiente natural que devem subsidiar a produção em pastagem nativa. Além disso, é imprescindível uma idéia clara dos objetivos a serem alcançados, as limitações físicas e o potencial biológico que devem determinar práticas de manejo e melhoramento sustentáveis no plano ecológico, social e econômico.

Os processos de crescimento e desenvolvimento vegetais são regidos pelas condições climáticas, que influem direta e indiretamente na produção, qualidade e persistência das espécies forrageiras. Por sua vez, as condições de solo – reunindo as características físicas, químicas e biológicas – são determinantes para estabelecer o nível de eficiência biológica de plantas e animais de um sistema de produção. Clima e solo interagem com o manejo das plantas e dos animais, num processo dinâmico e integrado. Com relação às condições de clima, nossa ingerência é relativamente pequena, limitando-se ao manejo da água e ao controle do vento em algumas situações. Entretanto, com relação ao solo, com algumas exceções, temos amplas possibilidades de manipulação das propriedades físicas, químicas e biológicas. E o solo, como já foi mencionado, é a base da produção vegetal e da produção animal. Isto significa que nosso primeiro e maior cuidado deve ser com o solo que estamos trabalhando.

Foto de abertura: Gerson Buss. Campos de Cima da Serra em Vacaria, RS.

1 Professor, Dr., Faculdade de Agronomia, Universidade Federal do Rio Grande do Sul (UFRGS). E-mail: aino@ufrgs.br
2 Professora, Dra., Universidade do Oeste de Santa Catarina (UNOESC)
3 Professora, Dra., Universidade de Passo Fundo (UPF), Rio Grande do Sul

Manejo

FOTOSSÍNTESE ⇔ RESPIRAÇÃO

6 CO2 + 12H2O* + LUZ ⇔ C6H12O6 + 6 H2O + 6 O2*

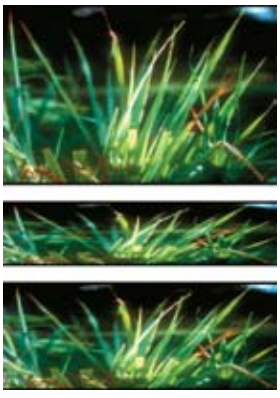
Figura 18.1 Relação entre fotossíntese e respiração.

No manejo de forrageiras, dois aspectos, entre outros, devem ser considerados: 1) as práticas de manejo devem ser determinadas em função das características morfológicas e fisiológicas das plantas forrageiras; 2) a forragem produzida deve ser de alta qualidade como alimento para os animais. Fotossíntese é o processo de síntese de carboidratos cuja fonte de energia é a luz solar (radiação). Do ponto de vista da fisiologia vegetal, e de uma forma simplificada, podemos considerar a fotossíntese e a respiração como reações opostas (Fig. 18.1).

A fotossíntese como uma reação que vai na direção da síntese de compostos energéticos (carboidratos) e a respiração como a reação que libera energia para os processos de crescimento e desenvolvimento das plantas a partir do desdobramento dos carboidratos. Assim, o balanço entre fotossíntese e respiração pode ser visto como uma condição que nos permite prever o desenvolvimento de uma pastagem em termos de acúmulo de matéria seca e persistência da mesma. Pois, o resíduo ou material remanescente que permanece após a utilização da pastagem (corte ou pastejo) enquadra-se numa das três situações seguintes (Fig. 18.2): 1) resíduo alto – quantidade de CO_2 absorvido pela fotossíntese é maior que a quantidade de CO_2 desprendido na respiração – situação de "superavit"; 2) resíduo baixo – a quantidade de CO_2 absorvido pela fotossíntese é menor que a quantidade de CO_2 desprendido na respiração – situação de "déficit"; 3) resíduo intermediário – a quantidade de CO_2 absorvido pela fotossíntese está em equilíbrio com a quantidade de CO_2 desprendido na respiração – equilíbrio dinâmico.

Vamos examinar as conseqüências das três situações. No primeiro caso, a rebrota das plantas acontece às expensas do produto corrente da fotossíntese, isto é, não há necessidade de utilização de reservas para que ocorra o novo crescimento (rebrota). No segundo caso, as plantas precisam utilizar suas reservas para que ocorra o novo crescimento. É uma situação na qual a pastagem encontra-se numa situação mais desfavorável; as plantas têm crescimento menos vigoroso e maior dificuldade para competir com espécies indesejáveis. No terceiro caso, o equilíbrio dinâmico pode ser rompido na direção do primeiro caso ou na direção do segundo caso, dependendo das condições que prevalecerem no momento. Estas questões nos remetem para uma análise do que acontece quando as pastagens estão submetidas ao pastejo de animais, em condições de pecuária extensiva. Podemos deduzir que a primeira condição (primeiro caso) é uma condição favorável e desejável e que deve ser mantida sempre que possível. A segunda condição deve ser evitada; é a condição de campo rapado, com pouca oferta de forragem e com conseqüências negativas do ponto de vista do solo e da vegetação. Não serve para as plantas e não serve para os animais. A terceira condição é de algum risco, pois poderá evoluir para uma condição favorável ou para uma condição desfavorável.

Vamos considerar alguns aspectos do manejo do sistema de produção de forragem. Para isso, precisamos reforçar algumas idéias básicas. As pastagens ditas de estação fria e também chamadas de pastagens de inverno têm, nas suas regiões de origem, no hemisfério norte, um período de crescimento ativo que vai da primavera ao outono. Nessas regiões, essas espécies produzem durante o período quente, pois este é o único período de crescimento possível (primavera-verão-outono). Transportadas para regiões de menores latitudes – tanto no hemisfério norte como no hemisfério sul – estas espécies conseguem produzir no período frio (estação fria) graças aos invernos



CO_2 FS > CO_2 RESP – SUPERAVIT

CO_2 FS < CO_2 RESP – DÉFICIT

CO_2 FS ⇔ CO_2 RESP – P.C.

Figura 18.2 Relação entre fotossíntese (FS) e respiração (RESP) com diferentes quantidades de resíduos (alto, baixo e médio) de massa de forragem, mostrando as situações de superávit, déficit e ponto de compensação (P.C.).

amenos que ocorrem em tais regiões. Com raras exceções, acabam dando a "ilusão" de que produzem no inverno. É sabido que as espécies de estação fria (gramíneas e leguminosas) crescem muito pouco com temperaturas inferiores a 10ºC. Daí a dificuldade de se obter crescimento vigoroso nos meses de junho e julho no sul do Brasil (Fig. 18.3), pois são, em geral, os mais frios. E, quando estabelecemos espécies de estação fria, com preparo do solo convencional ou superficial, cedo no outono, poderemos ter algum crescimento e produção antes do período crítico de junho-julho. Mas, se esta disponibilidade de forragem for consumida antes de junho-julho, o rebrote será muito lento e teremos pastagens em condições de uso somente em agosto-setembro, a não ser em condições de microclimas ou em anos excepcionais, quando as temperaturas são mais amenas.

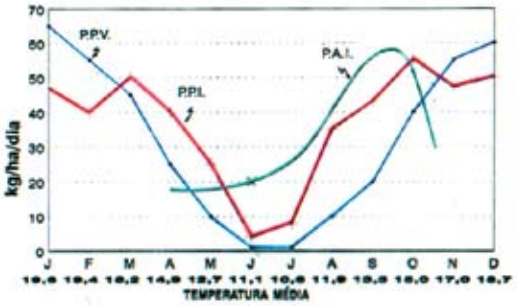


Figura 18.3 Estimativa de disponibilidade de matéria seca (kg/ha/dia) durante o ano, numa região fria do Estado (Vacaria), de pastagem perene de inverno, perene de verão e anual de inverno. E. E. VACARIA. Adaptado – Jacques, 1998.

Aqui surge então a necessidade de um "manejo estratégico". É quando o diferimento resulta numa prática de manejo muito importante e necessária para lidarmos com a sazonalidade das pastagens. Com o diferimento de meados de verão e início de outono, conseguimos tirar proveito das condições de radiação e temperatura nesse período para que ocorra crescimento satisfatório. Nessa época, deve-se roçar, se necessário, e adubar as pastagens nativas e melhoradas para estimular a produção de forragem que será diferida para o período frio do ano. Dessa forma, uma boa prática com pastagem nativa ou pastagem nativa melhorada é o preparo (pastejo e/ou roçada) e adubação de manutenção no início de fevereiro, para que a radiação e temperaturas favoráveis de fevereiro e março sejam aproveitadas para o crescimento das espécies forrageiras nativas e introduzidas, encaminhando para o diferimento já mencionado. O uso da roçadeira, em época oportuna, é muito importante por diversas razões: para o controle da vegetação e instrumento de manejo, para permitir maior incidência de luz nas comunidades de espécies desejáveis e que ocupam o estrato inferior da pastagem e, ainda muito importante, porque roçar campo é, num certo sentido, adubar o campo. Pois o material picado pela roçadeira se decompõe mais facilmente e é tanto adubo orgânico quanto as dejeções dos animais. Mas deve ser lembrado que a prática da roçada deve ser feita em época que não venha a prejudicar a disponibilidade de pasto antes do inverno e início de primavera. Isto quer dizer que devemos evitar, de um modo geral, a roçada da pastagem nativa entre início de fevereiro e início de novembro de cada ano. Entretanto, também deve ser levado em conta que espécies desejáveis, como a macega-ponta-de-lança ou macega-putinga (*Sorghastrum* spp.), têm baixa tolerância ao corte com roçadeira, que elimina grande número de perfilhos. Assim, o uso da roçadeira em áreas com alta freqüência dessas forrageiras, deve ser feito com muito cuidado e até evitar o uso da roçadeira em tal situação.

Uma planta forrageira, à semelhança de outras plantas superiores, passa por diversos estádios de crescimento desde a germinação/emergência até a maturação da semente no final do ciclo de vida (Fig. 18.4).

Vamos examinar o crescimento e desenvolvimento de uma planta forrageira. A alfafa (*Medicago sativa*), por exemplo, por tratar-se de uma espécie padrão, bastante conhecida e estudada. Assim, a semente colocada no solo a uma certa profundidade, na época apropriada, recebendo suprimento de oxigênio, luz, água e nutrientes (sinais externos) e depois de algumas

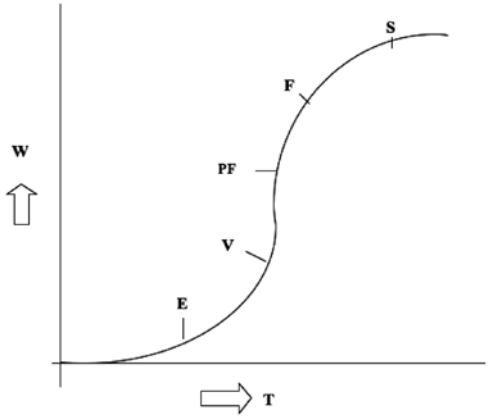


Figura 18.4 Curva de crescimento de uma planta forrageira. T – tempo; W – peso da forragem disponível; E – emergência; V – vegetativo; PF – pré-florescimento; F – florescimento; S – semente.

reações bioquímicas (sinais internos), inicia-se a germinação e em seguida a emergência da plântula. Após a emergência, a planta passa por diversas fases de crescimento ou estádios de crescimento que, simplificando, são os seguintes: estádio vegetativo (produção de folhas e afilhos), estádio de alongamento dos entrenós (quando a planta mostra crescimento em altura), estádio de pré-florescimento (no final do alongamento dos entrenós e antes de qualquer manifestação reprodutiva), florescimento (quando as flores são visíveis), formação da semente e semente madura (final do ciclo), conforme a Figura 18.4. Esses estádios, por sua vez, podem ser subdivididos. Por exemplo, podemos referir ao início do estádio vegetativo, início da formação de afilhos ou hastes, fim do estádio vegetativo, início do alongamento dos entrenós, fim do alongamento dos entrenós, início dos botões florais (gemas reprodutivas), início do florescimento (aparecimento das primeiras flores), 50% de florescimento, florescimento pleno (fim do florescimento), semente verde, semente madura, etc. Esses estádios são importantes de serem caracterizados e identificados, por que funcionam como "marcas fisiológicas" à semelhança do que fazemos com o milho (*Zea mays*), quando os diferentes estádios são bem conhecidos e facilmente identificados pelos produtores. Dessa forma, quando avaliamos uma forrageira, é importante precisar o estádio de crescimento em que a mesma foi colhida. Para exemplificar, a forragem de alfafa, apesar de seu excelente valor nutritivo, se colhida no estádio de semente madura pode ter menos qualidade que uma forragem de grama-forquilha (*Paspalum notatum*) colhida no início do estádio vegetativo. Conseqüentemente, não podemos comparar duas forrageiras colhidas em estádios de crescimento bem diferentes. Devemos admitir que a qualidade de uma forragem varia com o tempo e o espaço. À medida que uma planta envelhece, diminui sua qualidade. Também, à medida que atinge uma altura maior, diminuem os seus componentes solúveis e aumentam os elementos estruturais, pois há maior crescimento relativo dos caules. Tais mudanças são acompanhadas por alterações na relação folha/caule. É comum avaliarmos de maneira simplificada a qualidade de uma forrageira pela proporção de folhas que a mesma apresenta. Isto porque a lâmina foliar é, sem dúvida, a parte da planta que melhor representa a qualidade de uma forrageira.

No que diz respeito ao animal, existem vários fatores que influem no aproveitamento de uma forrageira e refletem a qualidade da mesma. Devemos lembrar que existem diferenças genéticas, da parte do animal, que determinam uma maior ou menor eficiência de uso de uma forrageira ou de uma pastagem. Em conseqüência disso, uma forrageira de alta qualidade pode não produzir o resultado esperado se o animal que a consome não possui potencial genético para transformar forragem em produto animal. Além das condições genéticas, as diferenças ocorrem por conta da espécie animal, tamanho, raça, função, idade, sexo, tratamento prévio e capacidade de adaptação do animal à condição de ambiente a qual está submetido.

O que foi dito para a alfafa, como referência de planta forrageira, vale também para as espécies nativas, isto é, para a pastagem nativa. Plantas jovens consumidas em estádios vegetativos, com grande oferta de folhas, são mais apetecidas pelos animais e tem maior valor forrageiro ou maior qualidade. Entretanto, precisamos exercer um certo controle da vegetação existente para que os aspectos de produção e persistência (no caso de perenes) sejam também considerados. Assim, quando determinada categoria animal ou determinada função (leite, carne, lã, etc.) exige mais qualidade da forragem, precisamos "puxar" mais para este aspecto, muitas vezes em prejuízo de maior produção de matéria seca. Todavia, a ênfase para qualidade não pode comprometer a persistência de espécies perenes. Caso contrário, ganhamos por um lado e perdemos pelo outro. Esse denominador comum ou esse equilíbrio entre produção e qualidade precisa ser buscado freqüentemente. É nisso que reside o fundamento do manejo. Para determinadas categorias, por exemplo animais jovens em crescimento, precisamos dar mais atenção para a qualidade. Para outras categorias, possivelmente, ganho menor ou mesmo só a manutenção já seria suficiente. Neste caso, podemos valorizar mais a produção de matéria seca. Mas, as perguntas que faz o produtor são: quando deve utilizar a pastagem? quanto da pastagem deve ser consumida? Normalmente, no caso de pastejo rotativo, o produtor deve decidir o momento da entrada e da saída dos animais. Ao contrário do que muitos apregoam, essas ocasiões não devem ser fixadas

pelo calendário humano, mas sim pela observação da condição da pastagem, pois o clima é o principal determinante do crescimento das plantas, se não houver restrição nutricional. Assim, a primeira questão tem a ver com o estádio de crescimento da planta, que por sua vez determina a quantidade de forragem disponível e a qualidade da mesma. Diríamos que tem a ver mais com a exigência do animal. A segunda diz respeito mais ao solo e à planta. Diz respeito à quantidade de resíduo (peso ou altura do material remanescente após o corte ou pastejo). Esse resíduo ou área foliar residual, composto por gemas, afilhos e folhas, tem implicações com a conservação do solo (cobertura e proteção), interceptação da luz (radiação), preservação de pontos de crescimento (gemas), quantidade de reservas na base dos caules (gramíneas), etc. Por tudo isso, é necessário que deixemos certa quantidade de resíduo de forragem após a utilização por corte ou pastejo. Pois esta parte inferior da planta é muito importante para a mesma e, do ponto de vista qualitativo, menos importante para o animal. A conclusão é a de que, em princípio, **as pastagens não devem ser rapadas**.

Até aqui foi abordado o efeito do desfolhamento, seja por corte ou pastejo, sobre a planta forrageira, em termos de produção, qualidade e persistência. A seguir são mencionados trabalhos mostrando o melhor desempenho animal quando são respeitadas as relações entre oferta de forragem (disponibilidade de forragem) e carga animal. No final do texto, são listadas algumas referências complementares que poderão ajudar no entendimento do ecossistema pastagens naturais.

É preciso reconhecer que nas últimas décadas tem sido dado maior ênfase ao estudo das nossas pastagens naturais, com dados que, em algumas regiões, permitem avaliar a capacidade de suporte de pastagens nativas. Entendendo por capacidade de suporte "*a quantidade de forragem ofertada capaz de resultar num máximo de produto animal (carne, leite ou lã) sem induzir danos à vegetação ou recursos relacionados*". Também podemos defini-Ia como "*a carga animal máxima que uma pastagem pode tolerar para que se obtenha rendimento máximo, sem danos ao ambiente natural*". Como conseqüência de tais estudos, Maraschin *et al.* (1997), na Depressão Central, RS, obtiveram 500 g/animal/dia e 145 kg de PV/ha, na primavera, verão e início do outono, na melhor pressão de pastejo (oferta de forragem em kg de matéria seca/animal/dia para cada 100 kg de peso vivo), sem adição de insumos. Oferta de forragem (OF) entre 11 e 13% foi a que resultou no melhor ganho médio diário por animal e também no melhor ganho médio por hectare (Fig. 18.5).

Essa faixa ótima de oferta representa uma condição de campo nativo bastante folgado. Examinando a Figura 18.5, percebemos que não só a oferta ótima de forragem resulta em maiores ganhos diários por animal e ganhos de peso vivo por hectare, mas existe também uma relação estreita entre oferta ótima e resíduo de forragem (área foliar residual) que assegura maior eficiência fotossintética, maior taxa de crescimento das espécies forrageiras, maior acúmulo de massa de forragem e, em conseqüência, maior eficiência do sistema planta-animal. O resíduo ou área foliar residual tem também outras implicações que já foram mencionadas anteriormente. Ainda, relatam os autores que com a correção e adubação do solo, foi possível duplicar a produção de forragem seca das mesmas pastagens. Na região dos Campos de Cima da Serra, RS, Jacques (1997) obteve um ganho diário por animal de 583 gramas no período de 16 de junho a 28 de fevereiro, suplementando a pastagem nativa durante o período frio (16/06 a 30/09), com acesso dos animais a uma pastagem nativa melhorada com trevo-branco (*Trifolium repens*) e trevo-vermelho (*Trifolium pratense*) durante 30 minutos diários.

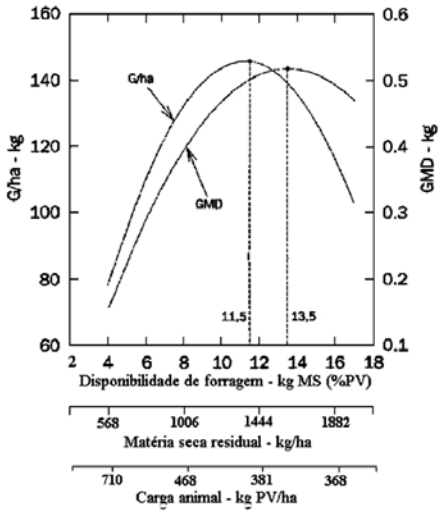


Figura 18.5 Relação entre ganho médio diário (GMD) e ganho por hectare (G/ha) e matéria seca ofertada (%PV) em pastagem nativa. Adaptado de Maraschin *et al.* (1997).

Salienta-se que o ganho médio de 583 gramas, durante 257 dias, resultou num ganho total, no período mencionado, de 150 kg/animal, incluindo o inverno (Tab. 18.1).

Tabela 18.1 | Desempenho de 10 novilhos de sobreano, durante 257 dias (16/06/96 a 28/02/97), mantidos em campo nativo e suplementados 30 minutos/dia (de 16/06/96 a 30/09/96), 583 gramas, em pastagem nativa melhorada com trevo branco e trevo vermelho. Este ganho médio/animal inclui o período de inverno. Houve seca do início de março/97 a 10/05/97, quando ocorreu perda de peso dos animais. (Jacques 1997).

Peso médio (kg P.V.)			
16/06/96	28/02/97	31/03/97	07/05/97
230	380	369	364

Mais recentemente, Soares *et al.* (2005) estudaram na Estação Experimental da UFRGS, Depressão Central, a variação de oferta de forragem ao longo do ano sobre parâmetros da pastagem e do animal. Esses autores obtiveram 236,2 kg/ha/ano de peso vivo aliado a um ótimo padrão de ganho médio diário ao longo das estações (com 8% de OF na primavera e 12% no restante do ano), o que, na opinião dos autores, representa uma nova forma de manejo do campo nativo na busca de patamares cada vez mais altos de produção, com baixo uso de insumos. O ganho/ha/ano de 236,2 kg de peso vivo é mais que três vezes a média do Rio Grande do Sul e o que é também importante a um custo próximo de zero. Num trabalho ainda em andamento, na FEPAGRO/Hulha Negra, Castilhos *et al.* (2007) obtiveram resultados muito acima da média do Estado, tanto em ganho médio diário como em ganho por hectare, somente com ajuste de carga animal sobre pastagem nativa (Tab. 18.2 e 18.3).

Tabela 18.2 | Produtividade líquida (kg de MSVF/ha) da pastagem nativa em diferentes intensidades de pastejo, nas quatro estações do ano e total anual. Média de três anos (2004, 2005 e 2006). (Castilhos *et al.* 2007).

Intensidade de pastejo	Estação do ano (kg de MSVF/ha)				Total anual
	Verão	Outono	Inverno	Primavera	
Alta	1.290	766	853	1.135	4.044
Média	1.351	867	890	1.213	4.321
Baixa	1.582	1.092	934	1.267	4.875
Muito baixa	1.625	981	1.192	1.320	5.118

Tabela 18.3 | Ganho médio diário (kg/animal/dia), ganho/ha (kg PV/ha), carga animal (kg/ha), taxa de lotação (unidade animal, UA (1 UA = 450 kg)) e resíduo (kg de MSVF/ha) anual, em pastagem nativa com quatro intensidades de pastejo. Média de três anos (2004, 2005 e 2006). (Castilhos *et al.* 2007).

Parâmetros	Intensidade de pastejo			
	Alta	Média	Baixa	Muito baixa
GMD (kg/animal/dia)	0,182	0,272	0,350	0,421
Ganho/ha (kg PV/ha)	119	116	113	109
Carga animal (kg/ha)	435	289	259	223
Taxa lotação (UA)	0,97	0,64	0,58	0,50
Resíduo (kg de MSVF/ha)	361	488	662	788

Heringer & Jacques (2002a, b, c) avaliaram pastagem nativa e pastagem nativa melhorada, na região dos Campos de Cima da Serra, RS. As áreas de estudo eram pastejadas de acordo com os critérios de manejo estabelecidos pelos dois produtores envolvidos. Os estudos compreendiam os efeitos dos seguintes tratamentos: 1) sem queima e sem roçada; 2) sem queima e roçado; 3) melhorado há 24 anos; 4) melhorado há 7 anos, e 5) queima (bienal) há mais de 100 anos. Principais resultados: 1) A queima resultou em maiores teores e saturação de alumínio, e maior acidez potencial do solo, bem como menores teores de magnésio na camada superficial do solo. O cálcio mostrou a mesma tendência verificada com o magnésio, porém com menos significância. A prática da roçada reduziu a acidez potencial e aumentou a saturação de bases na superfície do solo. Isto quer dizer que diminuiu a acidez e aumentou a fertilidade do solo; 2) A correção e adubação do solo e a roçada favoreceram as espécies nativas de estação quente, de maior valor forrageiro, como a grama-forquilha (comum e biotipo André da Rocha), grama-missioneira e jesuita (*Axonopus* spp.), pasto-mole (*Paspalum paniculatum)*, capim-das-roças (*Paspalum urvillei)*, capim-melador (*Paspalum dilatatum)*, capim-coqueirinho (*Paspalum plicatulum)*, macega-ponta-de-lança (*Sorgatrum sethosum*), com alta tolerância ao frio, *Paspalum intermedium* (também tolerante ao frio), pega-pega (*Desmodium* spp.), *Macroptilium prostratum* e *Aescyinomene* sp.. Também espécies de estação fria (inverno) como trevo-riograndense (*Trifolium riograndense)*, *Briza* spp., *Calamagrostis viridiflavescens*, cevadilha-vacariana (*Bromus auleticus)*, capim-pelo-de-porco (*Piptochaetium montevidense)*, *Piptochaetium stypoides*, capim-treme-treme (*Melica braziliana*), ervilhacas nativas (*Vicia* spp.) e outras espécies; 3) A queima favoreceu as andropogôneas

e o capim-pelo-de-porco, que é uma espécie "oportunista" e tende a ocupar espaços vazios (sem competição com outras espécies) ou áreas de solos descobertos, em detrimento de gramíneas e leguminosas de hábitos rasteiros e de ciperáceas, reduzindo a riqueza florística; 4) A queima reduziu a produção de forragem (matéria seca da forragem verde) a quase um terço da produção de área não queimada (Tab. 18.4).

▼ Tabela 18.4 | Acúmulo de forragem (MSFV kg/ha) nos cortes realizados a cada 45 dias. (Heringer & Jacques 2002a).

Tratamento	ESTAÇÃO (kg de MSVF/ha)				
	Primavera	Verão	Outono	Inverno	Total
S. queima - ES	1960	1951	754	675	5340
- EI	988	1727	626	215	3556
ES + EI	2948	3678	1380	890	8896
Roçada	2514	3840	914	695	7963
24 melhorado	3472	4555	655	1235	9917
7 melhorado	3217	5035	1013	849	10114
100 a queima	1578	1513	452	294	3837

MSFV= matéria seca de forragem verde
ES= estrato superior; EI= estrato inferior
S. queima= sem queima e sem roçada
24 melhorado= 24 anos de melhoramento; 7 melhorado= 7 anos de melhoramento; 100 a queima= mais de 100 anos de queima (bienal)

Houve a redução da quantidade de mantilho ou material morto depositado sobre a superfície do solo, cuja presença influi nas propriedades físicas, químicas e biológicas do solo. Ainda, a queima reduziu a quantidade volumétrica de água no solo e, pelo fato de resultar em solo descoberto, diminuiu a infiltração de água no solo, o que, sabe-se, agrava os efeitos da compactação; 5) Houve maior ciclagem de nutrientes através da forragem e mantilho das áreas sem queima; 6) A qualidade da forragem da vegetação queimada há mais de 100 anos tendeu a ser inferior à sem queima e sem roçada e só pastejada, e se equivaleu nas áreas roçadas e melhoradas, onde foi maior (Tabelas 18.5a, 18.5b, 18.6a e 18.6b); 7) O tratamento sem queima e sem roçada há 32 anos, e só pastejado, tendeu a ser superior ao tratamento queimado há mais de 100 anos em todos os parâmetros estudados.

Os autores observaram também que, em geral, proteína bruta e digestibilidade foram maiores nas áreas sem queima e sem roçada, em comparação com a prática da queima bienal há mais de 100 anos. Somente em quatro situações, a queima superou valores de proteína bruta e digestibilidade obtidos sem queima e sem roçada. A conclusão geral é que a queima das pastagens naturais, na região dos campos de altitude sul-brasileiros, deve ser evitada como prática de manejo rotineira, pois deteriora as características do solo e reduz o potencial produtivo da vegetação nativa.

Melhoramento

De uma maneira simplificada, podemos entender como melhoramento de uma pastagem nativa toda a prática que resulte em aumento de produtividade e produção da mesma sem danos ao ambiente natural. Também podemos entender que práticas de manejo podem ser consideradas práticas de melhoramento e vice-versa. Existem várias práticas de manejo e melhoramento de pastagens naturais – as de baixo custo e que, até certo ponto, estariam ao alcance dos produtores em geral, como ajuste de carga, roçada, diferimento, sobresseme-adura de espécies de estação fria, suplementação protéica/nitrogenada, "banco de proteína" e outras. E existem aquelas mais sofisticadas e mais onerosas que

▼ Tabela 18.5a | Teor de proteína bruta (%) da forragem verde, média de duas repetições, nos cortes realizados a cada 45 dias. André da Rocha, RS. (Heringer & Jacques 2002b).

MANEJO	Primavera (%)	Verão (%)	Outono (%)	Inverno (%)	Média (%)
Sem queima e sem roçada	11,9	9,5	11,7	11,7	**11,2**
Sem queima e roçado	12,5	10,1	14,9	19,0	**14,1**
24 anos melhorado	15,4	12,1	16,4	18,0	**15,5**
7 anos melhorado	14,3	11,5	16,5	19,2	**15,4**
Queima há mais 100 anos	11,3	8,5	11,9	12,9	**11,1**
Média	**13,1**	**10,3**	**14,3**	**16,1**	

▼ Tabela 18.5b | Teor de digestibilidade "in vitro" da matéria orgânica (%) da forragem verde, média de duas repetições, nos cortes realizados a cada 45 dias. André da Rocha-RS. (Heringer & Jacques 2002b).

MANEJO	Primavera (%)	Verão (%)	Outono (%)	Inverno (%)	Média (%)
Sem queima e sem roçada	54,2	45,9	44,0	50,4	**48,6**
Sem queima e roçado	56,0	52,2	58,7	63,7	**57,6**
24 anos melhorado	54,3	52,6	56,8	62,8	**56,6**
7 anos melhorado	55,7	51,0	64,1	67,8	**59,6**
Queima há mais 100 anos	47,7	42,3	39,6	49,2	**44,7**
Média	**53,5**	**48,8**	**52,6**	**58,7**	

utilizam tecnologias modernas, como introdução de espécies cultivadas de estação fria com uso de máquinas apropriadas e até mesmo aviação agrícola.

Com relação à técnica de introdução de espécies de estação fria com preparo superficial do solo ou sem preparo (possível em algumas regiões do Rio Grande do Sul e Santa Catarina), vamos considerar inicialmente a questão do solo. Sem uma boa base de correção e fertilidade em solos deficientes não é possível um bom estabelecimento de pastagens. Tudo começa com a correção e adubação do solo. No caso do preparo superficial ou preparo mínimo – seja com grade ou com renovadora – a primeira questão é a correção do solo. Como estamos lidando com a camada superficial, a necessidade de calcário determinada pela análise fica reduzida a um terço. Pois, ao invés de uma camada de 20 cm de profundidade, estamos trabalhando com 5-6 cm de profundidade, para efeito de correção e adubação num primeiro momento. Para que o calcário tenha tempo para reagir com a solução do solo, é importante que seja aplicado 4 a 5 meses antes da introdução das espécies de estação fria. O preparo superficial com grade deve resultar num mínimo de mobilização do solo para facilitar o contato da semente, entretanto deve conservar a quase totalidade da pastagem nativa que seria pouco perturbada com o trabalho da máquina. Ultimamente, temos observado que a simples sobressemeadura de espécies de estação fria (azevém e trevos), sem mobilização do solo, resulta numa boa condição de estabelecimento de tais forrageiras. Além disso, para o campo nativo, quanto menos perturbação ou mobilização do solo, tanto melhor, mesmo que o processo de estabelecimento seja um pouco mais lento. Quando for necessária uma pequena mobilização do solo, entendemos que é preferível fazer essa gradagem para em seguida aplicar o calcário, de forma a evitar a perda por escorrimento e para maior contato do calcário com o solo. Se a gradagem respeitar as curvas de nível do terreno, os sulcos funcionarão como microterraços, aumentando a infiltração da água. Após a aplicação do calcário (4-5 meses antes da semeadura), é conveniente que a área, onde será feita a introdução de espécies de estação fria, seja utilizada sob pastejo para concentrar dejeções que aumentam a fertilidade. No início ou meados de outono, conforme a região, deverá ser feita a semeadura e a adubação. Para que a semeadura tenha maior êxito, em algumas situações, poderá ser conveniente mais do que uma gradagem, no caso de introdução com grade. Depois da semeadura e adubação, recomenda-se passar um rolo compactador ou uma parcagem (utilizando certo número de animais por algumas horas para cobrir a semente). No caso de introdução com renovadora, essa máquina abre o sulco, semeia e aduba numa única operação, dispensando a gradagem. Trata-se de equipamento que faz um trabalho mais completo, com a vantagem da adubação em linha que favorece especificamente as espécies introduzidas. Devemos levar em conta que o uso de máquinas e equipamentos não deve ser freqüente ao ponto de causar danos às espécies nativas. Vale lembrar que o objetivo é melhorar o campo nativo e não substituí-lo.

Tabela 18.6a | Teor de proteína bruta (%) da forragem verde, média de duas repetições, nos cortes realizados a cada 90 dias. André da Rocha, RS. (Heringer & Jacques 2002b).

MANEJO	Primavera (%)	Verão (%)	Outono (%)	Inverno (%)	Média (%)
Sem queima e sem roçada	9,3	8,5	9,5	11,2	**9,6**
Sem queima e roçado	10,8	9,4	13,8	16,0	**12,5**
24 anos melhorado	10,2	8,6	15,8	17,6	**13,1**
7 anos melhorado	12,7	9,7	13,1	18,2	**13,4**
Queima há mais 100 anos	8,6	6,9	9,8	9,6	**8,7**
Média	**10,3**	**8,6**	**12,4**	**14,5**	

Tabela 18.6b | Teor de digestibilidade "in vitro" da matéria orgânica (%) da forragem verde, média de duas repetições, nos cortes realizados a cada 90 dias. André da Rocha-RS. (Heringer & Jacques 2002b).

MANEJO	Primavera (%)	Verão (%)	Outono (%)	Inverno (%)	Média (%)
Sem queima e sem roçada	50,4	40,3	32,5	45,7	**42,2**
Sem queima e roçado	59,1	45,9	60,6	61,1	**56,7**
24 anos melhorado	55,1	38,4	54,8	60,6	**52,2**
7 anos melhorado	52,7	46,6	56,5	60,8	**54,2**
Queima há mais 100 anos	46,9	24,5	42,1	45,7	**39,8**
Média	**52,8**	**39,1**	**49,3**	**54,8**	

Duas questões precisam ser levadas em conta na prática da introdução. A época varia de uma região para outra. Nas regiões mais frias pode ser mais cedo no outono, nas regiões mais quentes deve ser mais tarde. O momento próprio é quando diminui a competição da pastagem nativa pelo efeito de temperaturas mais baixas. Outra questão é a quantidade de sementes a ser utilizada. Tratando-se de preparo superficial, que mantém a pastagem natural, é recomendável aumentar um pouco a quantidade

de semente (que deve ser de boa qualidade) – 1 ½ a 2 vezes a quantidade recomendada, considerando que as novas plantas que estão sendo introduzidas terão que competir com as espécies nativas estabelecidas e bem adaptadas. Esta maior quantidade de sementes é para aumentar a capacidade de competição das espécies introduzidas com as espécies nativas. Tal recomendação diz respeito, principalmente, à introdução com preparo mínimo do solo e posterior compactação com rolo ou parcagem.

Finalmente, quais as espécies seriam mais recomendadas para introdução sobre pastagem natural? Depende da região, do estado e das condições de fertilidade. Entre as gramíneas, são as anuais de estação fria que têm maior sucesso, desde as mais precoces, como o centeio e a aveia, às mais tardias, como o azevém e o capim-lanudo (*Holcus lanatus*). A aveia, por suas características morfológicas, se presta muito bem para introdução com preparo superficial do solo. O azevém também se estabelece com relativa facilidade. As gramíneas perenes de estação fria, como a festuca (*Festuca elatior)* e falaris (*Phalaris aquática)* são muito lentas no estabelecimento para este tipo de situação. Precisamos ainda mais estudos e experimentações com essas espécies.

As leguminosas oferecem um número razoável de espécies que podem ser escolhidas de acordo com o interesse e situação de cada região. Trevo-branco, trevo-vermelho, trevo-vesiculoso (*Trifolium vesiculosum*) *cv.* Yuchi, cornichão (*Lotus cornuculatus*), trevo-encarnado (*T. incarnatum*), trevo-de-carretilha (*Medicago polymorpha)*, trevo-subterrâneo (*T. subterraneum*) e cornichão (*Lotus cornuculatus*) são as leguminosas forrageiras mais utilizadas. O trevo-branco é o mais persistente, de excelente qualidade, e tem boa distribuição de produção durante o ano. Com boas condições de umidade e fertilidade, essa espécie persiste por muitos anos, desde que haja adequado manejo para ressemeadura. O trevo-vermelho, além de ser produtivo, tem um crescimento inicial rápido, o que é desejável para introdução sobre campo nativo. Essa forrageira consegue competir com o campo nativo no outono. O trevo-vesiculoso tem aumentado a área de cultivo no Estado. É produtivo e, apesar de ser anual, consegue se manter com bom manejo para ressemeadura. É tardio no primeiro ano, mas, graças ao alto percentual de sementes duras, oferece boa disponibilidade de forragem relativamente cedo no segundo ano. O trevo encarnado tem um ciclo bastante curto e é mais utilizado na Região da Serra. O trevo-carretilha também tem ciclo de produção curto, mas deveríamos insistir com a seleção deste material para a região da Campanha e Fronteira Oeste, pois adapta-se muito bem em solos relativamente rasos. O trevo-subterrâneo deve ser preferido para os solos arenosos, mas não tem tido muito utilização nos últimos anos, uma vez que os outros trevos têm produzido melhores resultados.

O cornichão produz bem no fim do inverno e primavera. Tem excelente adaptação às regiões da Campanha, Depressão Central e Planalto Médio. É relativamente lento no estabelecimento, mas tem a vantagem de não provocar timpanismo e oferecer forragem de muito boa qualidade. Além disso, é mais tolerante à acidez e à menor disponibilidade de fósforo em relação aos trevos. Trata-se de espécie pouco agressiva, daí a importância da ressemeadura natural para manutenção do estande ao longo do tempo. Outras espécies de *Lotus* L. tem sido introduzidas em pastagens naturais, principalmente no Uruguai, com boas chances de sucesso no Rio Grande do Sul, como o *Lotus uliginosus*, de boa adaptação a solos úmidos. A EPAGRI-Lages selecionou um material a partir da cv. Maku que possui florescimento e formação consistente de sementes, o que facilitaria sua introdução em campo nativo.

A introdução de leguminosas de estação fria sobre a pastagem natural, além do incremento na qualidade da forragem (proteína bruta, minerais e digestibilidade), proporciona a fixação do nitrogênio simbiótico. Alguns trevos podem fixar o equivalente a 200 kg de nitrogênio/ha/ano ou até mais que isso, desde que a semente da leguminosa tenha sido inoculada e peletizada. É desnecessário lembrar que o nitrogênio é um adubo caro e que pode ser conseguido quase de graça via fixação simbiótica. A melhoria da fertilidade e a conservação do solo podem ser creditadas também às práticas de melhoramento das pastagens nativas, utilizando gramíneas ou leguminosas ou suas consorciações. Entre outras vantagens das pastagens nativas melhoradas, existe a possibilidade de serem utilizadas durante os períodos chuvosos

sem os danos devido ao pisoteio, que ocorrem com preparos convencionais do solo, pois, sem a eliminação da pastagem nativa, permanece uma base firme que evita os efeitos prejudiciais do pisoteio (Jacques 1993).

Os resultados com a prática da introdução de espécies de estação fria têm sido excelentes. É claro que não podemos esperar o mesmo resultado obtido com o preparo convencional no primeiro ano. Mas, a partir do segundo ano a tendência é produzir resultados semelhantes aos do preparo convencional, chegando a atingir oito vezes a média do Estado, em termos de ganho de peso vivo/ha/ano. E o que é também importante, a um custo de aproximadamente 50% do custo com preparo convencional.

Comentários finais

O que já é conhecido há muito tempo é que, para o período quente (primavera e verão), nossas pastagens nativas são de muito boa qualidade, o que pode ser medido em termos de produto animal. Porém, o que estamos conhecendo nos últimos tempos é que o potencial dessas pastagens é muito maior do que imaginávamos e que o manejo correto, amparado cientificamente, pode produzir resultados ainda melhores – tanto no período quente como no período frio. Mesmo considerando as limitações das espécies forrageiras nativas no período frio, é possível suplementá-las de forma a atender às necessidades biológicas dos animais e expectativas econômicas dos produtores. Paradoxalmente, embora exista um bom acervo de informações a respeito do manejo, melhoramento e formas de utilização de nossas pastagens nativas, não temos tido sucesso na transferência de tais tecnologias para os produtores gaúchos. Podemos contar sempre com as pastagens nativas de maneira segura e sustentável, desde que bem manejadas, para enfrentarmos tanto os tempos normais como os tempos de adversidades climáticas.

Referências e leituras complementares

Barreto I.L. 1999. Pastagens Naturais: passado, presente e futuro. In: *Seminário do Curso de Pós-Graduação em Zootecnia – Forrageiras*. DPFA, Faculdade de Agronomia/UFRGS, Porto Alegre.

Boldrini I.I. 1997. Campos do Rio Grande do Sul: caracterização fisionômica e problemática ocupacional *Boletim do Instituto de Biociências UFRGS* 56: 1-39.

Carvalho P.C.F., Fischer V., Santos D.T., Ribeiro A.M.L., Quadros F.L.F., Castilhos Z., Poli C.H.E.C., Monteiro A.L.G., Nabinger C., Genro T.C.M. & Jacques A.V.A. 2006. Produção animal no bioma Campos Sulinos. *Revista Brasileira de Zootecnia* 35 156-202.

Carvalho P.C.F., Soares A.B., Garcia E.N. *et al*. 2003. Herbage allowance and species diversity in native pastures. In: *VII International Rangeland Congress* (Proceedings...). Document Transformation Technology Congress, Durban, South Africa, pp. 858-859.

Castilhos Z.M.S., Machado M.D., Gomes M.A.F., Nabinger C. *et al*. 2007. Material impresso distribuído em "dia de campo". In. FEPAGRO, Hulha Negra, RS, pp. 1-4.

Dall´Agnol M., Steiner M.G., Baréa K. & Scheffer-Basso S.M. 2006. Perspectivas de lançamento de cultivares de espécies forrageiras nativas: o gênero *Paspalum*. In: *I Simpósio de Forrageiras e Produção Animal* (Anais...). Departamento de Plantas Forrageiras e Agrometeorologia – UFRGS, Porto Alegre, pp. 149-162.

Girardi-Deiro A.M. & Gonçalves J.O.N. 1987. Estrutura da vegetação de um campo natural submetido a três cargas animais na região sudoeste do RS. In: *Coletânea das pesquisas: forrageiras*. EMBRAPA-CNPO: Bagé, pp. 33-62.

Heringer I. & Jacques A.V.A. 2002a. Acumulação de forragem e material morto em pastagem nativa sob distintas alternativas de manejo em relação às queimadas. *Revista Brasileira de Zootecnia* 31: 599-604.

Heringer I. & Jacques A.V.Á. 2002b. Qualidade da forragem de pastagem nativa sob distintas alternativas de manejo. *Pesquisa Agropecuária Brasileira* 37: 399-406.

Heringer I., Jacques A.V.A., Bissani C.A. & Tedesco M. 2002. Características de um latossolo vermelho sob pastagem natural sujeita à ação prolongada do fogo e de práticas alternativas de manejo. *Ciência Rural* 32: 309-314.

Jacques A.V.A. 1993. Melhoramento de pastagens naturais; introdução de espécies de estação fria. In: *Federação dos Clubes de Integração e Troca de Experiências. Campo nativo.* FEDERACITE. Caramuru, Porto Alegre, pp. 24-31.

Jacques A.V.A. 1997. Material impresso distribuído no "dia de campo" do Cite n.100 (Morro da Vigia). Sítio Pinheirino. André da Rocha, RS.

Jacques A.V.A. 2001. Aspectos do manejo e melhoramento de pastagens naturais. In: *Práticas para aumentar a eficiência dos campos naturais do Planalto Catarinense (2. Curso sobre melhoramento de campo nativo para técnicos)*. EPAGRI, Lages, SC.

Jacques A.V.A., Nabinger C., Boldrini I.I., Schlick F. *et al*. 2003. Estudo da vegetação campestre e de alternativas sustentáveis para a prática das queimadas de pastagens nativas na região dos Campos de Cima da Serra, RS. In: *As Pastagens Nativas Gaúchas*. FEDRACITE XI: Porto Alegre, pp. 55-83.

Lobato J.F.P. & Vaz R.Z. 2006. O manejo do gado de cria no campo nativo. In: *I Simpósio de Forrageiras e Produção Animal* (Anais...). Departamento de Plantas Forrageiras e Agrometeorologia – UFRGS, Porto Alegre, pp. 77-114.

Marachin G.E. & Jacques A.V.A. 1993. Grassland opportunities in the subtropical region of South America. In: *17 International Grassland Congress* (Proceedings...). Keeling & Mundi, Palmerston North, New Zeland, pp. 1977-1981.

Maraschin G.E., Moojen E.L., Escosteguy C.M.D., Correa F.L., Apezteguia E.S., Boldrini I.I. & Riboldi J. 1997. Native pasture, forage on offer and animal response. In: *XVIII International Grassland Congress*, Winnipeg y Saskatoon, Canada, pp. 26-27.

Messias L.G. 1999. Melhoramento do campo nativo no município de São Francisco de Paula, RS. In: *III Simpósio sobre Melhoramento do Campo Nativo* (Anais...), Lajeado Grande, São Francisco de Paula, RS.

Nabinger C. 2006a. Manejo e produtividade das pastagens nativas do subtrópico brasileiro. In: *I Simpósio de Forrageiras e Produção Animal* (Anais...). UFRGS, Porto Alegre, pp. 25-76.

Nabinger C. 2006b. O pampa e o desenvolvimento: considerações sobre seu potencial produtivo e econômico. In: *4 Simpósio Cotrisal da Carne Bovina: Gestão e Produtividade* (Anais...). Cotrisal, São Borja, pp. CD-ROM.

Quadros F.L.F.d. 2001. Conceitos fundamentais: origem e ecologia histórica da flora, importância ecológica, econômica e potencial de produção dos campos naturais. In: *2º Curso sobre melhoramento de campo nativo para técnicos: "Práticas para aumentar a eficiência dos campos naturais do Planalto Catarinense"*. Senar, Lages.

Rocha M.G.d. 1997. *Desenvolvimento e características de produção e reprodução de novilhas de corte primíparas aos dois anos de idade*. Tese de Doutorado, Programa de Pós-Graduação em Zootecnia, Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre, p. 247.

Scheffer-Basso S.M., Jacques A.V.A., Riboldi J. & Castro S. 1998. Qualidade da forragem de espécies de *Adesmia* DC. e *Lotus* L. 1 – Proteína bruta e digestibilidade *in vitro* da matéria orgânica. In: *XVII Reunião do Grupo Técnico do Cone Sul – Zona Campos*. EPAGRI, Lages, SC, p. 116.

Soares A.B., Carvalho P.C.F., Nabinger C., Semmelmann C., Trindade J.K., Guerra E., Freitas T.S., Pinto C.E., Júnior J.A.F. & Frizzo A. 2005. Produção animal e de forragem em pastagem nativa submetida a distintas ofertas de forragem. *Ciência Rural* 35: 1148-1154.

Souza F.A.L. 1999. Melhoramento do campo nativo na região de Lavras, RS. In: *III Simpósio sobre melhoramento do campo nativo* (Anais...), Lajeado Grande, São Francisco de Paula, RS.

José Luiz Ballvé. Campos de Cima da Serra, RS.

Capítulo 19

Manejo do campo nativo, produtividade animal, dinâmica da vegetação e adubação de pastagens nativas do sul do Brasil

Gerzy Ernesto Maraschin[1]

Introdução

As pastagens nativas do sul do Brasil englobam áreas de formações de mata e de vegetação herbácea, tanto em campo limpo como em associação com espécies subarbustivas, moldando um mosaico e evidenciando características de savana. Esta vegetação é fortemente influenciada pelas temperaturas reinantes, apresentando variações em produtividade em função das estações do ano. Na flora herbácea predominam as gramíneas que convivem com um número menos expressivo de leguminosas (veja Capítulo 4). O desenvolvimento desta flora ocorreu sob os efeitos associados de latitude, altitude e fertilidade de solo, apresentando características peculiares refletidas na associação de espécies C3, de crescimento no inverno, com a predominância de espécies C4, de crescimento durante a estação quente do ano. A dominância relativa destas espécies nas comunidades vegetais é que determina a sua capacidade de crescimento nas estações do ano, definindo o equilíbrio da produção anual de forragem. E no conjunto encontram-se cerca de 800 espécies de gramíneas, e as leguminosas contribuem com mais de 200 espécies conhecidas. Estas duas famílias associadas com outros exemplares campestres, como as compostas e as ciperáceas, além de espécies subarbustivas, enriquecem a biodiversidade da flora, determinando grandes variações na composição botânica e substanciais diferenças de produtividade em função da dominância de certas espécies. Sobre este substrato desenvolveu-se uma pecuária extensiva e extrativista, quando da colonização da região.

O entendimento ecológico dos processos que envolvem produtividade, preservação da cobertura vegetal, valor forrageiro, limitações do ambiente e das suas aceitações, bem como o processo natural de sucessão, é a base para o manejo. Pois a ecologia de pastagens está intimamente associada à

Foto de abertura: Carlos Nabinger. EEA da UFRGS, Eldorado do Sul, RS.

1 Prof. Departamento de Plantas Forrageiras e Agrometeorologia, Faculdade de Agronomia, Universidade Federal do Rio Grande do Sul.
E-mail: gerzy@terra.com.br

atividade humana e ao manejo empregado com os herbívoros domésticos. Os herbívoros são elementos determinantes da estrutura da vegetação, especialmente onde a taxa de herbivoria pode alcançar 50% da produção primária líquida da aérea, e até 25% da produtividade subterrânea (Sala 1988). Some-se a isto o fato das plantas diferirem em suas respostas às desfolhações aos ritmos diferenciais no crescimento estacional, e porque os herbívoros selecionam e consomem espécies e partes de plantas em desproporção a sua abundância na pastagem (Boldrini 1993). Como este recurso natural é utilizado por herbívoros, o pastejo exerce influência sobre espécies, formas de vida, e no crescimento desta vegetação, com a vantagem de que ele pode ser manejado para satisfazer demandas econômicas. Diferentes espécies animais ampliam a colheita da forragem daquele ambiente e podem direcionar as sucessões para vegetações ecológicas e economicamente atraentes (Araujo Filho *et al.* 1995).

As imprecisas estimativas de 8 - 10 milhões de hectares de pastagens nativas do Sul do Brasil foram espoliadas com a expansão da atividade agrícola e pela urbanização, mas a força das sucessões secundárias continua expandindo sua proteção e contribuição. Suas formas de vida ressurgem nas áreas de cultivos abandonadas, e também se apresentam como novas áreas com contribuições eficazes em sistemas de produção mais qualificados. Por desconhecimento da sua realidade e potencial, as pastagens nativas foram rotuladas de improdutivas, de baixa qualidade, e que mereciam serem substituídas por espécies cultivadas. As estimativas atuais, baseadas em estudos mais detalhados (Hasenack *et al.* 2007), indicam uma existência de cerca de 6,5 milhões de hectares de campos com vegetação natural. E isto ainda representa um enorme patrimônio.

Os conhecimentos das décadas dos anos 60 e 70 permitiam confusão sobre matéria seca de pastagens e a forragem obtida pelo animal em pastejo. Isto estava associado ao conceito mal adquirido sobre o pastejo seletivo e as vantagens para o animal em pastejo, agravado pelo desconhecimento das suas vantagens produtivas na promoção de um rebrote mais rápido após pastejo. Para esta resposta, o tipo de animal, sua genética e aptidões, exercem um condicionamento marcante na expressão do uso das pastagens nativas. Também a evolução cultural da sociedade está propiciando oportunidades para a manutenção de ecossistemas naturais manejados para produção de carne de novilhos produzidos sobre a pastagem nativa; a manutenção destes ecossistemas naturais dentro de áreas de conservação e/ou lazer: em parques nacionais, reservas ecológicas e hotéis fazenda, onde o herbívoro será sempre um elemento moldador da paisagem. As mensagens técnicas para estas situações já estão disponíveis, e com resultados seguros.

Produtividade da pastagem nativa do Sul do Brasil

O produto matéria seca (MS) da parte aérea das pastagens nativas tem pouco valor comercial. Com a participação dos herbívoros de interesse econômico, a forragem colhida daquela MS adquire valor pela sua capitalização na forma de produto animal, e pode ser comercializada. Desde longa data, e ainda nos dias atuais, a filosofia reinante na exploração e uso das pastagens nativas continua atrelada ao pastoralismo (Tothill *et al.* 1989). A característica deste pastejo tribal é o rendimento por unidade de área, já que o número de animais é que forma o valor econômico da atividade para aquela sociedade. E esta prática ainda continua em uso nas sociedades menos desenvolvidas. Por outro lado, na filosofia dos ecossistemas manejáveis (*ranching*) o rendimento por animal e o valor comercial do produto animal é que formam a expressão econômica da sua utilização. Esta nova filosofia de uso da produção de forragem é conduzida com base no manejo de pastagens e rebanhos em áreas delimitadas, e com possibilidade da adição de insumos externos. No entanto, ainda se encontram muitas explorações de pastagens nativas com a filosofia e rendimento do pastoralismo, mas alimentando as expectativas de rendimento dos ecossistemas manejáveis.

Até pouco tempo, a cultura técnica dominante no Sul do Brasil desconhecia práticas simples de manejo de campo que lhe restaurasse a vegetação, e que pudessem embasar decisões futuras e

contribuintes de longo alcance. No entanto, adquiriu-se a consciência de que era necessário compreender e conhecer a capacidade de produção da pastagem nativa, e saber que nível de disponibilidade de forragem não limitava o consumo de forragem, para se obter altos rendimentos por animal, e como esta condição de pastagem determina o ganho de produto animal por hectare.

Taxa de acúmulo de matéria seca da pastagem nativa

A cobertura vegetal condicionada pelo ambiente físico elabora diariamente, através da fotossíntese, a matéria seca que serve de alimento e compõe a dieta do animal em pastejo. A massa de MS que a pastagem produz ao longo da estação de crescimento é o produto da ação integrada da altitude, do tipo de solo, das condições climáticas da região e da flora reagente. Deve-se destacar que a faixa de transição climática dominante no sul do Brasil favorece mais as espécies de crescimento estival, daí as curvas estacionais de produção de forragem para pastagem nativa de Depressão Central (Apezteguia 1994, Correa & Maraschin 1994, Maraschin *et al.* 1997). Na estação fria, que cobre em torno de 90 a 120 dias, há menor crescimento devido às temperaturas, à ocorrência de geadas e à irregularidade das chuvas, além da rejeição da forragem a campo, que ampliam os erros experimentais associados com as avaliações na pastagem, daí a inconsistência dos resultados estacionais (Moojen 1991). Apesar disto, as espécies nativas de inverno contribuem com 18% da MS anual no RS (Gomes 1996), e com 17% no Uruguai (Berreta & Bemhaja 1991). Mas é a estação quente do ano a grande responsável pela produção de forragem, pois cobre aproximadamente 240 a 270 dias do ano (Maraschin *et al.* 1997).

O crescimento diário da massa de forragem é denominado de taxa de acúmulo de matéria seca da pastagem nativa e representa, efetivamente, os kg de MS que se dispõe no campo para ser colhido e consumido pelo animal em pastejo. A Tabela 19.1 mostra o acúmulo de MS/ha/dia numa pastagem nativa da Depressão Central do Rio Grande do Sul, influenciada pelos níveis de oferta de forragem (OF), definidos como kg de MS total oferecida por 100 kg de peso vivo (% PV) de animal e por dia, com a MS residual correspondente (Moojen 1991, Correa & Maraschin 1994). Observa-se que a taxa de acúmulo de MS/ha/dia aumenta com os níveis crescentes de OF além de 12% PV e tende a diminuir com 16% PV. As avaliações realizadas mostraram estimativas de 16,3 kg de MS/ha/dia, como a máxima taxa média de acúmulo com a OF de 13,5% PV, o que correspondeu a manter uma massa de MS total no campo em torno de 1400 - 1500 kg de MS/ha a qualquer momento.

Quanto à produção de MS na estação quente do ano, observou-se de 2075 até 3393 kg de MS/ha nesta pastagem nativa, sendo considerada como a forragem disponível e a responsável pelo número de animais que aquela pastagem nativa pode alimentar. Com a evolução da planta e o acúmulo de material envelhecido na base das plantas, parece haver redução na taxa de acúmulo de MS e também uma inibição ao ganho de peso individual dos animais, conforme indicado pelas respostas no nível 16% PV (Fig. 19.1). No entanto, ambas apresentam curvas de desenvolvimento paralelas, o que parece indicar que o ganho médio diário por animal tem relação com a taxa de acúmulo de MS/ha/dia, pois ambas apresentaram otimização de resposta com a OF de 13,5% PV.

Pode-se perfeitamente avaliar a influência da intensidade de pastejo em função dos níveis de ofertas de forragem no fluxo de ener-

▼ Tabela 19.1 | Parâmetros da pastagem e eficiência de transformação da energia radiante numa pastagem nativa da Depressão Central do RS, com predominância de *P. notatum* submetida a níveis de oferta de forragem. Média de 5 anos, EEA-UFRGS. (21.600.000 MJ/ha de RFA incidente).

Parâmetros	MS OFERECIDA – % PV			
	4	8	12	16
Taxa de Acúmulo (kg MS/ha/dia)	11,88	15,52	16,28	15,44
Produção de MS (kg/ha)	2075	3488	3723	3393
Prod. Primária Aérea (MJ/ha)	40.877	68.714	73.343	66.842
PAR/Prod. Prim. Aérea (Ef. %)	0,20	0,34	0,36	0,33
Ganho Médio Diário (kg/An.)	0,150	0,350	0,450	0,480
Animais-dia/ha	572	351	286	276
Carga Animal (kg PV/ha/dia)	710	468	381	368
MS Residual (kg/ha)	568	1006	1444	1882
Ganho de Peso Vivo (kg/ha)	80	120	140	135
Prod. Secundária (MJ/ha)	1.880	2820	3290	3173
PAR/Prod. Secundária (Ef. %)	0,009	0,015	0,017	0,013
Prod. Prim./Prod. Secund. (MJ/MJ)	4,48	4,53	4,66	4,10

Adaptado de Maraschin *et al.* (1997) e de Nabinger (1998).

gia do sistema. Os valores de MS/ha e ganho de peso vivo/ha são multiplicados por 19,7 e 23,5 MJ/Kg, respectivamente (Briske & Heitschmidt 1991). Em função da radiação global e da radiação fotossinteticamente ativa (RFA = PAR) normais para o período, Nabinger (1998) determinou as eficiências de conversão que representam o quociente entre os valores energéticos considerados, multiplicados por 100 (Tab. 19.1). Com a OF de 4% PV, teve-se uma conversão da PAR em produção de MS de 0,20%. A conversão aumentou para 0,34% com a OF de 8% PV, chegou a 0,36% com a OF de 12% PV, sofrendo redução para 0,33% com a OF de 16% PV, conseqüência da idade e do acúmulo natural de material senescente nas plantas da pastagem nativa, influenciada pelos níveis de OF. Observa-se, nitidamente, que ocorreu uma elevação da produção primária da pastagem nativa, com 80% de aumento para a OF de 12% PV.

A entrada do animal em pastejo com sua capacidade de discriminação, preferindo o verde ao seco, e do verde as folhas em relação aos colmos, e destas consumindo não mais do que a metade superior das folhas novas, mostra de forma clara, o que é forragem e o que deve permanecer no campo como estrutura de planta, para continuar produzindo aquela forragem. Portanto, é necessário que se faça distinção entre o que é biomassa aérea das plantas, o que é MS, o que é MS disponível, o que é forragem ao alcance do animal em pastejo, o que é forragem da qual o animal obtém sua dieta, e o que é resíduo após pastejo para manter uma condição de rebrote permanente da pastagem (Maraschin 1993). Entendendo esta situação, adquire-se o conhecimento necessário para compreender como o animal trata a forragem em relação à condição do perfil da pastagem.

Observando-se os dados da Tabela 19.1, verifica-se que os maiores GMD por animal atingem valores mais altos quando os números de animais-dia/ha são menores. E o G/ha atinge um máximo, muito próximo da máxima taxa de acumulo de MS/ha/dia da pastagem, cuja maior eficiência de captação da PAR está próximo da obtida com a OF de 12% PV. Da mesma forma, observando a eficiência da produção secundária em função da energia fixada pela produção primária, o fluxo de energia no sistema mostrou que a relação da PAR com o G/ha foi de 0,009% na OF de 4% PV, atingiu 0,015% na OF de 8% PV, e alcançando 0,017% no nível de OF de 12% PV, já além do ponto de máximo G/ha, que mostrou redução para o nível de OF de 16% PV. Além disto há o material morto (MM) no perfil da pastagem que aumenta com os níveis de OF, e que é, inadvertidamente, considerado como forragem consumível da MS daquela pastagem (Maraschin 1996, 1999). Este é um aspecto importante para ser melhor entendido na relação planta-animal, pois tem a ver com a expressão da qualidade da forragem e do rendimento global das pastagens. Num primeiro momento, este MM é um importante contribuinte à reciclagem de nutrientes nos ecossistemas naturais ecologicamente manejados, promovendo a retenção de água nos solos, e a conservação do solo, flora e fauna. Há suspeitas de que a sua presença na base do perfil das pastagens seja um bom indicador ecológico.

Otimização da produção animal do ecossistema pastagem nativa

A quantificação e a composição da forragem disponível aos animais é que determina uma produção animal sustentável (Moraes *et al.* 1995), a qual depende da oferta de forragem para aquela categoria animal (Maraschin 1996). Inicialmente precisa-se conhecer o quanto se tem de forragem para que se possa bem alimentar uma carga animal, mantendo aquele tipo de animal desempenhando suas funções biológicas de maneira adequada. O conhecimento gerado e desenvolvido no Departamento de Plantas Forrageiras e Agrometeorologia – UFRGS, aliado ao entendimento da transformação e capitalização da MS da forragem em produto animal, permitiu **resgatar o patrimônio pastagem nativa**, e elevá-lo a um patamar que nunca fora considerado, por falta do entendimento embutido dentro da relação solo-planta-animal. O ecossistema natural que receberá os novos acréscimos tecnológicos atuará como um receptáculo de braços abertos às ofertas adequadas a sua potencialidade, mas que recusa o atendimento às demandas excessivas impostas pela ambição humana (Maraschin 2004).

A estacionalidade da produção de forragem inclui as ações de um ambiente favorável, pois há precipitações satisfatórias ao longo do ano, determinando uma carga animal diferente para a estação fria (40 - 30% do ano) e para a estação quente (60 - 70% do ano) (Moojen 1991). Em função destas flutuações estacionais, lotações ou cargas animal fixas podem contribuir para a perda de rendimento animal, comprometer o ecossistema pastagem nativa e vulnerabilizar o produtor. Como a produção verdadeira do campo nativo ocorre na estação quente do ano, é particularmente na primavera que os animais conseguem ganhar mais peso e moldar a curva de ganho ao longo da estação do ano (Correa & Maraschin 1994). Os resultados mostram que a mesma é dependente da curva de crescimento da pastagem (Tab. 19.1) e da oferta de forragem (Apezteguia 1994, Maraschin *et al.* 1997). Isto significa que se o produtor deixar de aproveitar bem o crescimento da forragem da primavera, sem capitalizá-la em produto animal, ele não a recuperará mais ao longo do verão.

Para melhor compreender a relação solo-planta-animal da pastagem nativa, foi obtida uma gama de informações que permitem levar avante a tarefa de produzir bem e melhor, e a baixo custo (Tab. 19.1). Ao longo de seis anos consecutivos manteve-se as ofertas de matéria seca (OF) de 4; 8; 12 e 16% PV, sob pastejo com novilhos. As estimativas de acúmulo e produção de MS eram realizadas a cada 28 dias ao longo da estação quente, com técnicas seguras, e os ajustes de carga eram feitos sempre que necessário. No inverno, mantinha-se animais nas pastagens, com carga ajustada para a estação fria, e acompanhava-se o peso dos mesmos. Todos os animais eram pesados a cada 28 dias, com enxugo no inicio e final do período experimental.

Os níveis de oferta moldaram perfis de pastagens diferenciados no campo. Com baixa oferta de foragem (4% PV = a pressão de pastejo bem alta) a pastagem mostra-se uniforme, semelhante a um gramado baixo, e a forragem de folhas novas apresenta um teor de 8,0% de proteína bruta. Há predominância de espécies prostradas de verão, eliminação quase total das espécies de inverno, e uma pequena contribuição das leguminosas nativas, diminuição do capim-caninha (*Andropogon lateralis*), da barba-de-bode (*Aristida* spp.), do gravatá (*Eryngium* spp.), e a ocorrência de maior proporção de solo descoberto. Aquela impressão de atividade de rebrote não se traduz em produção de forragem, pois falta massa de MS, e os GMD por animal são bem baixos. Com o aumento para 8% PV os animais se apresentam numa melhor condição corporal, mas a pastagem mostra-se vulnerável, e sem proteção no perfil para as espécies mais sensíveis ao pastejo. No entanto, é uma intensidade de uso que pode merecer atenção em determinadas situações de fazenda.

Por outro lado, nas OF de 12% e 16% PV (nas pressões de pastejo baixa e bem baixa), com maior massa de forragem em oferta, o campo apresenta-se mais alto e com a presença de touceiras que variam em diâmetro. Nesta condição de pastagem, encontra-se com maior freqüência espécies que vegetam nos invernos e conferem mais qualidade ao campo nativo, como a flexilha (*Stipa* spp.), o cabelo-de-porco (*Piptochaetium* spp.) e a cola-de-lagarto (*Coelorachis selloana*), além de leguminosas nativas estivais, com destaque para o pega-pega (*Desmodium incanum*). A observação freqüente das pastagens permitiu ver que somente após 8 – 10 anos deste pastejo mais folgado se começou a encontrar, a campo, as leguminosas nativas produzindo forragem, florescendo e produzindo sementes. Com estas imagens acreditou-se que estava iniciando um patamar de estabilidade de espécies naquela pastagem nativa, desenvolvendo uma visão panorâmica da pastagem (Stuth & Maraschin 2000).

Nesta nova condição de campo mais folgado o animal exerce um pastejo mais seletivo e colhe porções de mais qualidade da MS presente, deixando maior proporção das plantas sem serem pastejadas. Isto parece que também estava acontecendo com as plantas das leguminosas. Paralelamente, também contribuía para a manutenção de maior área foliar e as plantas reiniciavam os seus rebrotes com mais vigor após cada desfolha sob pastejo com lotação contínua. Com a oportunidade de **algum pastejo seletivo,** fruto de um campo mais folgado, parece haver maior taxa de acúmulo de MS, as plantas crescem mais e produzem mais forragem, permitindo que o animal também pasteje à boca cheia,

obtendo uma dieta que lhe permita melhor expressar a qualidade da forragem desta pastagem nativa (Fig. 19.1). Este GMD próximo a 0,500 kg por animal, atualmente é um referencial qualitativo de pastagens até para a recomendação de semeadura e uso de uma espécie cultivada. Aparentemente, isto não seria possível em função dos níveis de proteína bruta da forragem. Mas ao se oferecer mais forragem ao animal, ele seleciona uma dieta que lhe fornece mais nutrientes daquela pastagem. E se o animal está colhendo mais, é porque está colhendo melhor naquele ambiente.

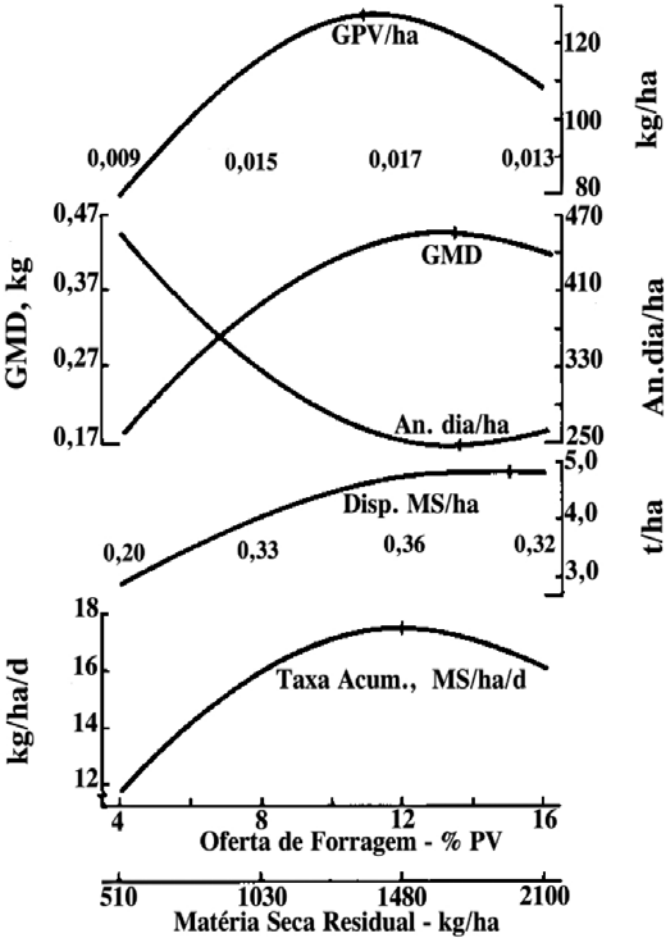


Figura 19.1 Parâmetros da pastagem nativa em função de ofertas de forragem e eficiências de captação e transformação da radiação.

Com o aumento gradual da oferta de MS, há aumento na cobertura do campo, uma presença maior de folhas, uma maior produção e disponibilidade de forragem e maior oportunidade para a produção animal. Vale observar que a relação da PAR sobre o ganho por hectare (PAR/Produção Secundária) quase dobra ao passar da OF de 4% PV para a OF de 12% PV. O máximo G/ha coincide com as cargas menores, que são exatamente aquelas que propiciam altos GMD, fruto de maior taxa de acúmulo de MS/ha/dia e pastejo folgado. A relação Produção Primária/Produção Secundária mostra 4,48% de eficiência para a OF de 4%, chegando a 4,66% para a OF de 12%, conseqüência do aumento no GMD. Na faixa ótima de ganhos explora-se melhor o momento mais produtivo dos grupos de espécies da pastagem nativa, e permite-se que as espécies de interesse também produzam sementes, pois encontram proteção dentro da comunidade de plantas. Um aspecto importante observado, diz respeito à contribuição de espécies do banhado para a qualificação da dieta do animal nestas maiores ofertas de forragem, além de oferecer proteção para a fauna silvestre. Observando o perfil deste tipo de pastagem, viceja a satisfação de ver e sentir a materialização da imagem de um campo que se ajudou a construir. Este bem feito esboça segurança e sorrisos.

Com a resposta **curvilinear** obtida pode-se determinar a faixa ótima de utilização da forragem da pastagem nativa, promovendo sua produtividade e assegurando a sua sustentabilidade, que é indicada pela maior eficiência de utilização da PAR incidente (Tab. 19.1 e Fig. 19.1). A faixa da ótima utilização da forragem situa-se entre 13,5% PV para o máximo GMD por animal (**GMD= - 0,212 + 0,108 OF – 0,004 OF²**), e 11,5% PV para o máximo G/ha (**G/Ha= - 17,9 + 29,2 OF – 1,3 OF²**), onde pode-se conciliar ganho por animal com ganho por hectare. Como o animal que pasta e colhe a forragem é definido pela imagem da categoria animal (vaca-terneiro; ovelha-cordeiro; vaquilhona; novilho; touros; eqüinos, etc.), cada categoria apresenta um peso característico, e a pastagem deve ser manejada de acordo com a demanda biológica daquela categoria animal. Portanto, a carga animal na capacidade de suporte da pastagem só poderá ser definida em função do produto animal envolvido, e não é fixa, já que depende do meio ambiente em que se situa.

▼ Tabela 19.2 | Desempenho da pastagem nativa na faixa ótima de utilização e o rendimento animal.

PARÂMETROS	RESPOSTAS
MS / ha / dia	16,30 (avaliado)
Animais.dia/ha	282 (contados)
Ganho Médio Diário (kg)	0,517 (avaliado)
Ganho / hectare (kg)	146 (calculado)
Capacidade de Suporte	1,17 nov. 2 anos (calculado)
Carga Animal (kg/ha)	370 (observado)

Em função da determinação da amplitude ótima de utilização da pastagem pode-se construir a Tabela 19.2, que reflete a otimização do uso da pastagem nativa e a carga animal que ela pode bem alimentar na sua capacidade de suporte ótima. Na estação quente do ano, num período com 220 a 240 dias de pastejo do campo nativo, vê-se que o ajuste destes resultados se encaixam adequadamente na equação do rendimento de produto animal em pastagens da seguinte forma:

RENDIMENTO = QUALIDADE X QUANTIDADE
GANHO / Ha = GMD X Animais.dia/ha
146 kg = 0,517 kg X 282

Saliente-se que há oportunidade de boa colheita da MS do campo nativo, cujo montante representa um acréscimo anual de 600.000 t de peso vivo, a baixo custo, só no Rio Grande do Sul. Isto pode ser obtido com a estratégia de permitir maior OF ao animal em pastejo, e com isto otimizar a taxa de acúmulo de MS da pastagem. E estas oportunidades estão disponíveis para aplicação imediata, e com segurança, na região sul do Brasil.

Dinâmica da pastagem nativa

As pastagens nativas do sul do Brasil evoluíram sem a presença dos grandes herbívoros (veja Capítulos 1 e 2), mas foram alteradas com a introdução dos animais domésticos pastadores no início da colonização do continente. A partir de então, passaram de uma condição clímax, para um disclímax produtivo, apresentando plantas com hábitos de crescimento e formas de vida distintas. O reconhecimento do valor das pastagens nativas, incluindo a necessidade de reverter o processo de degradação pelo excesso de pastejo, e a conseqüente baixa produtividade, tornou importante o conhecimento sobre a ecologia deste recurso natural. Boldrini (1993) usou a cobertura vegetal como critério para medidas de modificações na vegetação, estendendo para 4 a 5 anos o tempo de coleta de informações para descrições da comunidade, aumentando assim, o numero de observações. Como resultado, verificou que tipo de solo exerce uma influência maior que níveis de oferta de forragem sobre a composição da vegetação. Constatou que as plantas de hábito ereto são mais sensíveis ao desfolhamento do que as de hábito prostrado, porque os seus tecidos folhares e pontos de crescimento estão mais expostos à desfolhação pelos animais. Numa condição de menor intensidade de utilização estas espécies conseguem sobressair na pastagem, sombreando e ameaçando as de hábito prostrado.

Na avaliação da dinâmica da vegetação com base na cobertura vegetal, verificou que *Paspalum notatum* foi a espécie mais presente e contribuinte, sendo considerada uma espécie importante desta pastagem nativa. Junto com *P. paucifolium*, ambas rizomatosas, exercem seu pioneirismo nas áreas mais erodidas e lixiviadas, e com maior cobertura na OF 4% e 12% PV. A espécie *Andropogon lateralis*, é beneficiada pelos maiores teores de umidade no solo, e muito sensível aos aumentos de pressão de pastejo, sofrendo redução drástica (de 24,4% para 4,5%) com baixas OF. No entanto, é versátil na resposta ao manejo e se mantém estável na capacidade de suporte ótima da pastagem, e oferece proteção a outras espécies avidamente pastejadas, permitindo a ressemeadura das mesmas. Ela modifica seu hábito de crescimento sob pastejo mais intenso no início da primavera, e adquire uma forma rosulada de crescimento, parecendo perder o estímulo ao florescimento e mantém um desejável hábito vegetativo que os animais apreciam. Assim ela passa a ser uma efetiva contribuinte a produção de forragem. A espécie *Axonopus affinis* com longos estolões também avança em áreas com bom teor de umidade mas com menor fertilidade de solo, e é beneficiada pelo pastejo pesado das baixas OF. A espécie *Aristida filifolia*, é bem adaptada a solos mais secos, e beneficiada pelas pressões de pastejo mais leves, onde se mantém estável. *P. plicatulum* apresenta lignificação na base da lâmina folhar, o que poderia dificultar a remoção total das folhas, mas é muito bem aceita e consumida pelos

animais, e é prejudicada pelo pastejo pesado das baixas OF. Parece ser uma espécie que se beneficia com o pastejo mais folgado, pois mostrou incrementos importantes no número de indivíduos e na sua cobertura, após dois a três anos de pastejo leve. A vegetação herbácea mais vigorosa lhe dá proteção, e assim, consegue produzir sementes e aumentar o número de indivíduos na pastagem. A espécie *Piptochaetium montevidense* é importante por crescer mais no inverno-primavera. Apresenta mais cobertura nas encostas das coxilhas, e parece que sofre com a competição de outras espécies em nichos mais bem providos de umidade, mas tende a se manter em vegetações menos densas. Outra espécie bem importante é a leguminosa *Desmodium incanum* (o popular pega-pega), que apresenta picos de cobertura mais evidentes nas maiores OF (pressões de pastejo mais leves) na primavera, mantém taxa de acumulo de MS no verão, e com o auxílio das espécies protetoras tende a completar o ciclo com a maturação das sementes. Mostra versatilidade ecológica para superar a competição, floresce e produz sementes, gerando plantas hábeis para aumentar a população e a contribuição à MS das pastagens.

Como o estudo de Gomes (1996) associava níveis de oferta de forragem com fertilidade de solos e diferimentos, as espécies prostradas (*P. notatum*) mostraram maior presença nos pastejos mais pesados, enquanto as cespitosas (*Andropogon selloanus*, *Elyonurus candidus*) estiveram mais presentes nos pastejos leves a bem leves, fruto das maiores OF. Grupos de plantas independente de hábito de crescimento, como *P. paucifolium*, *Eragrostis neesii*, *Eryngium ciliatum*, ocorrendo nos locais mais secos, enquanto *Andropogon lateralis*, *Eryngium horridum*, *Schizachyrium microstachyum*, *Eryngium elegans*, *Baccharis trimera* ocorriam em locais com maior disponibilidade de água no solo, e também sensíveis ao pastejo pesado. Aspecto interessante foi mostrado por *Coelorachis selloana* e *Piptochatium montevidense*, ambos de pequeno porte e que mantém as gemas junto ao solo, tolerando pastejo intenso. Mas ao se elevar as OF elas acompanham a altura do perfil da pastagem, não são excessivamente sombreadas e se mantém contribuintes em função da versatilidade ecológica. Também mereceu destaque a leguminosa nativa *Desmodium incanum* com a sua capacidade de mudança de hábito, mantendo-se prostrado com pastejo pesado, e elevando os seus ramos na altura da comunidade quando o pastejo é interrompido, mantendo também uma ramificação vigorosa. Por outro lado, as leguminosas *Aeschynomene falcata*, *Chamaecrista repens*, *Stylosanthes leiocarpa*, *Trifolium polymorphum* e *Zornia reticulata*, estão associadas à maior utilização da pastagem, mas necessitam de períodos de descanso. Novamente o aumento da OF entra em cena para permitir um período de descanso maior para espécies bem aceitas pelo animal. Manejar o campo nativo com OF que não limitem a ingestão de forragem pelo animal em pastejo parece ser o procedimento ecológico eficiente para restaurar e manter sua produtividade com sustentabilidade.

Resposta da pastagem nativa à adubação

As pastagens nativas sempre foram consideradas limitadas em qualidade e em potencial de produção. Não havia muita segurança nas suas respostas embora Scholl *et al.* (1976) mostrassem aumentos na produção de MS da PN com aplicação de N para o verão, e também Barcellos *et al.* (1980) obtivessem resposta significativa da pastagem nativa à aplicação de altos níveis de adubação fosfatada. Após os resultados de Rosito & Maraschin (1985) com a sucessão secundária de uma área adubada, descortinou-se um novo cenário para a pastagem nativa no sul do Brasil, onde os resultados em produção animal na Depressão Central (Perin & Maraschin 1995) equiparam-se aos obtidos nos campos da Campanha (Barcellos *et al.* 1980). Nos campos pobres da Depressão Central do RS (30º S), as aplicações superficiais de calcário e adubos mostraram respostas favoráveis (Moojen 1991). E na avaliação de (Gomes 1996), revelaram elevação do pH e redução do Al $^{+++}$, e ao mesmo tempo, elevaram os níveis de cálcio, magnésio e fósforo até 7,5 cm de profundidade do solo. A matéria orgânica também aumentou nesta camada do solo com o aumento das adubações, semelhante ao diferimento na estação de crescimento, que também promoveu maior acúmulo de material morto na pastagem. Desde o início da pesquisa foi observada a pronta resposta de *Desmodium incanun* aos níveis de adubação,

mostrando uma participação de 12,5% (Moojen 1991), chegando aos robustos valores de 24, 4% de contribuição à MS da pastagem nativa, cinco anos após (Gomes 1996, Gomes *et al.* 2001).

A duração do tempo de ação dos tratamentos de adubação alterou o numero das 137 espécies encontradas por Moojen (1991) em relação às 122 encontradas por Gomes (1996), o que foi atribuído às melhores condições proporcionadas a algumas espécies, antes limitadas pela baixa fertilidade do solo, que viessem a dominar, modificando a flora. Merecem destaque a presença e contribuição de *Paspalum dilatatum*, *P. maculosum*, *P. pauciciliatum* e *P. urvilei*, gramíneas desejáveis e de boa qualidade mas que não haviam sido relacionadas por Moojen (1991), além do desenvolvimento da leguminosa *Trifolium polymorphum.* Outra importante observação relatada por Gomes (1996) foi o aumento na freqüência de *D. incanum*, *Agrostis montevidensis*, *Coelorachis selloana*, *P. notatum*, *Sporobolus indicus* e *Stipa* sp., quando foi aplicado mais de 250 kg/ha de P_2O_5, sendo também, as espécies que mais aumentaram a participação na produção de MS das pastagens, enquanto *Elyonurus candidus*, *Aristida* spp. e material morto diminuíram suas participações. Com as aplicações abaixo do nível de 250 kg/ha de P_2O_5 as espécies *P. plicatulum*, *P. montevidense* e *A. affinis* aumentaram suas presenças no campo com alguma contribuição a produção de MS, enquanto as espécies *A. lateralis*, *E. candidus* e *P. montevidense* eram contribuintes intermediários.

Com estas imagens de pastagens nativas adubadas, Moojen (1991) e Gomes (1996) obtiveram 7,0 t/ha de MS com adubação NPK aplicado superficialmente. Partindo destas mensagens e acrescentando mais N, além de evitar o estresse hídrico, Costa (1997) conseguiu 12,0 t/ha de MS e desenvolveu um modelo de produção de MS por m^2 por dia para a espécie *P. notatum*, com a seguinte equação: **MSV = 0,44 . Rs (1 - exp (-0,0031. ST) + R**; onde **Rs** é a radiação solar global, **ST** é a soma térmica e **R** é a MS verde residual. Seguindo estas indicações, Boggiano (2000) evoluiu os estudos sobre uma melhor condição de pastagem e obteve 18,0 t/ha de MS total numa pastagem nativa dominada por *P. notatum*, incluindo estolões e raízes até 8 cm de profundidade, alcançando 700 kg de ganho de peso vivo por hectare em 200 dias de pastejo, sob lotação contínua. Estas respostas removeram as suspeitas sobre as limitações da pastagem nativa e criaram novas expectativas sobre este recurso natural.

Mudanças na estrutura da pastagem nativa adubada

Com a evolução do programa de pesquisas, ampliou-se o estudo da pastagem nativa adubada, submetida a níveis de OF e de N, num delineamento experimental Composto Central Rotacional com Precisão Uniforme, utilizando três dias de pastejo, num ciclo de pastejo de 38 dias. O estudo evidenciou o desconhecimento das respostas da adubação da pastagem nativa e sugere aquisição de maior entendimento sobre os efeitos deste insumo nestas pastagens. A ação positiva do nitrogênio sobre algumas espécies importantes da pastagem nativa, como *P. notatum*, mostra confiabilidade nos rendimentos de pastagens produtivas. Segundo Lemaire (1997), a produção de MS das pastagens no estádio vegetativo depende fundamentalmente de três variáveis morfogênicas: taxa de aparecimento de folhas (TAF), taxa de expansão de folhas (TEF) e duração de vida das folhas (*Leaf Life Span* – LLS). Estas variáveis são definidas geneticamente, mas a ação dos fatores ambientais como temperatura, água e nutrição nitrogenada as modificam. As combinações dessas variáveis estabelecem as características estruturais das pastagens, como densidade de afilhos, tamanho de folha e número de folhas por afilho, cuja dinâmica de conjunto compõe o índice de área folhar (IAF) que significa m^2 de superfície de folhas por m^2 de solo. Boggiano (2000) verificou que número e tamanho de folhas e de afilhos, bem como a TEF são muito sensíveis ao efeito do N e manejo de desfolha, determinando diferentes velocidades de recuperação de *P. notatum* após pastejo. A TAF flutuou entre 5,5 - 7,0 dias influenciada por N e OF, sendo que pastejos mais leves, com maiores OF, aumentam o comprimento das bainhas, e conseqüentemente o período de expansão e o tamanho da nova folha. Com baixa aplicação de N há aumento no número de folhas de menor tamanho e com maior duração de vida. Com aumento na aplicação de N há menor

número de folhas de maior tamanho e com menor duração de vida. A vida média das folhas variou de 21 a 31 dias, aumentando com as OF e com a redução do N. Ficou bem evidenciado que TAF e densidade de afilhos aumentam com a intensificação da desfolha.

▼ Tabela 19.3 | Valores estimados de IAF de *P. notatum* em função de modelos de superfície de resposta para IAF residual e após 33 dias de rebrote. (adaptado de Boggiano 2000).

OF – % PV	N – kg/ha	IAFr – Pós Pastejo	IAF – 33 dias de Rebrote
4	0	1,992	3,956
4	100	1,555	4,093
4	200	0,644	4,144
9	0	0,962	2,536
9	100	1,462	3,675
9	200	1,614	5,924
14	0	1,480	2,816
14	100	3,045	6,153
14	200	4,130	9,404

A densidade de afilhos é dependente da TAF e aumenta com menores OF que provocam maior freqüência de pastejos (aumento no numero de desfolhas). Por outro lado, o N aumenta as inovações e estabelece a densidade de afilhos nas OF menores e contribui para redução no número de afilhos nas OF mais altas, onde as desfolhas são menos freqüentes. A interação N x OF altera as relações de compensação, com tendência a maior densidade de afilhos para alto N e baixas OF. Reduzindo N diminui a densidade de afilhos, mas aumentando N, eleva-se o peso dos afilhos. Isto permite visualizar uma área coberta com *P. notatum* e moldar um gramado compacto com baixa produção de MS, diferenciando-o de uma pastagem para produção animal em pastejo, com menores densidades de afilhos maiores, num perfil mais elevado, que asseguram altas taxas de produção de MS e mais favorável ao pastejo de animais produtivos.

O comprimento médio final das lâminas inteiras é mais dependente da intensidade de desfolha anterior (IAF residual) do que do nitrogênio. Os afilhos de maior tamanho são os que apresentam maiores taxas de expansão de folhas (Tab. 19.3). E parece ser vantajoso promover manejo que assegure maior tamanho de afilhos. O índice de área folhar (IAF) é o principal fator resultante que determina a interceptação da energia radiante incidente, a qual tem efeito direto nas taxas de acúmulo de MS das pastagens (Brougham 1959, Parsons *et al.* 2000). Para *P. notatum* foi observada uma resposta ao N e às OF, chegando a um valor de IAF igual a 9,4 e que é alto para este tipo de planta.

Com baixo N a pastagem se apresenta mais prostrada e menos exposta à ação de desfolha pelo animal. Com aumento da OF há maior pastejo seletivo com maiores resíduos após pastejo, favorecendo o rebrote. Com o pastejo freqüente e baixo N há folhas menores com baixos valores de IAF, menor interceptação de luz e menor produção de MS. A rápida reposição de IAF após pastejo pode ser conseguida com aumento no nível de N, que nas OF maiores promove um inicio de rebrote com mais velocidade, e com IAFs mais altos ao final do período de rebrote. Este aumento na interceptação da radiação seqüestra mais carbono, produz mais forragem, e aumenta a eficiência de uso do nitrogênio aplicado.

A MS verde da pastagem é construída a partir da massa residual pós-pastejo acrescida da taxa de acúmulo líquido do período de rebrote, que é crescente pela ação do N. No entanto, o efeito de manejo ficou bem evidenciado, pois Boggiano (2000) observou aumentos na MS disponível de 1000 kg/ha para cada 35 dias de rebrote ao passar de 4% de OF para 14% de OF. E isto é pura resposta a pastejo mais folgado sobre pastagens adubadas. A gama de duração de vida das folhas torna difícil manter um alto IAF. No entanto, são consistentes as relações das menores OF com menores IAF, com menor comprimento médio de folhas e com menor comprimento final das mesmas. Esta maior intensidade de pastejo conduz à menor produção de forragem, menor acessibilidade para o animal em pastejo e, em conseqüência, propiciando menor consumo.

Em termos de planta e pastagem, com baixos níveis de OF (maior freqüência de desfolhas) e de N, há a priorização em alocar mais MS em estolões e raízes, mantendo meristemas e aumentando a proporção de estolões na MS da parte aérea, como uma forma de suprir as demandas para o próximo crescimento. Nas OF intermediárias a massa de estolões é máxima e a de raízes é mínima. Esta é uma área que demanda mais estudos, pois há aspectos importantes de manejo ainda desconhecidos para espécies das pastagens nativas. Como essas estruturas estão fora do alcance da boca do animal,

pode-se compreender porque *P. notatum* e suas formas biológicas apresentam maior cobertura nos campos mais pastejados do Cone Sul da América do Sul. As desfolhas e sombreamento provocam alterações no suprimento de carbono para as plantas e aumentam a proporção usada para a produção de folhas, enquanto que aqueles fatores que reduzem a atividade meristemática (N, água) promovem maior acumulo de carbono nas raízes (Lemaire 1997). O uso criterioso do N eleva a capacidade da pastagem nativa em seqüestrar **Carbono** da atmosfera, armazenando-o nas estruturas permanentes da planta para crescimento, desenvolvimento de órgãos e tecidos e para a produção de MS para alimentação de rebanhos, cujo maior desempenho por animal tende a reduzir as emissões de metano, e o material morto, junto com as dejeções, constituem fonte insubstituível de renovação e acréscimo de matéria orgânica no solo (Bertol *et al.* 1998). Este enriquecimento do meio promove condições para o desenvolvimento de uma microfauna que forma parte da cadeia alimentar da fauna predadora, mas contribuinte à saúde do ambiente, à reciclagem de nutrientes, e ao fortalecimento das expressões de vida nos campos.

Referências

Apezteguia E.S. 1994. *Potencial Produtivo de uma Pastagem Nativa do Rio Grande do Sul Submetida a Distintas Ofertas de Forragem*. Dissertação de Mestrado, Departamento de Plantas Forrageiras e Agrometeorologia, Universidade Federal do Rio Grande do Sul., Porto Alegre, p. 120.

Araujo Filho A.C., Sousa F.B.d. & Carvalho F.C. 1995. Pastagens no Semi-Árido: Pesquisa para o Desenvolvimento Sustentável. In: *Simpósio Sobre Pastagens Nos Ecossistemas Brasileiros* (eds. Andrade RP, Barcellos AO & Rocha CMC), Brasília, pp. 63-75.

Barcellos J.M., Severo H.C., Acevedo A.S. & Macedo W. 1980. Influência da adubação e sistemas de pastejo na produção de pastagens naturais. In: *Pastagens e Adubação e Fertilidade do Solo* UEPAE/Embrapa, Bagé, p. 123.

Berreta E.J. & Bemhaja M. 1991. Produccion de Pasturas Naturales en el Basalto. B. Produccion estacional de forraje de tres comunidades nativas sobre suelo de basalto. In: *Pasturas y Produccion Animal en Areas de Ganaderia Extensiva* (ed. INIA). INIA: Montevideo, pp. 19-21.

Bertol I., Gomes K.E., Denardin R.B.N., Machado L.A.Z. & Maraschin G.E. 1998. Propiedades fisicas do solo relacionadas a diferentes niveis de oferta de forragem numa pastagem natural. *Pesquisa Agropecuaria Brasileira* 33: 779-786.

Boggiano P.R. 2000. *Dinâmica da produção primária da pastagem nativa sob efeito da adubação nitrogenada e de ofertas de forragem*. Tese do Doutorado, Programa de Pós Graduação em Zootecnia, UFRGS, Porto Alegre, p. 166.

Boldrini I.I. 1993. *Dinâmica de Vegetação de uma Pastagem Natural sob Diferentes Níveis de Oferta de Forragem e Tipos de Solos, Depressão Central, Rio Grande do Sul*. Tese de doutorado, Faculdade de Agronomia Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre, p. 262.

Briske D.D. & Heitschmidt R.K. 1991. An ecological perspective. In: *Grazing management, an ecological perspective* (eds. Heitschmidt RK & Stuth JW). Timber Press: Portland Oregon, pp. 11-26.

Brougham R.W. 1959. The effects of frequency and intensity of grazing on the productivity of pasture of short-rotation ryegrass, red and white clover. *New Zealand Journal Agriculture Research* 2: 1232-1248.

Correa F.L. & Maraschin G.E. 1994. Crescimento e desaparecimento de uma pastagem nativa sob diferentes níveis de oferta de forragem. *Pesquisa Agropecuária Brasileira* 29: 1617-1623.

Costa J.A.A. 1997. *Caracterização ecológica de ecotipos de Paspalum nutatum Flügge var. notatum naturais do Rio Grande do Sul e ajuste de um modelo de estimação do rendimento potencial*. Dissertação de Mestrado Faculdade de Agronomia – PPGAG, Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre, p. 98.

Gomes K.E. 1996. *Dinâmica e produtividade de uma pastagem natural do Rio Grande do Sul após seis anos de aplicação de adubos, diferimentos e níveis de oferta de forragem*. Tese de Doutorado Faculdade de Agronomia, PPGAG Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre, p. 225.

Gomes K.E., Marachin G.E. & Riboldi J. 2001. Dynamic of native pasture influenced by deferment of grazing and fertilization. In: *XIX International Grassland Congress* (eds. Gomide JA, Mattos WRS & Silva SC). FEALQ, Piracicaba.

Hasenack H., Cordeiro J.L.P. & Costa B.S.C. 2007. Cobertura vegetal atual do Rio Grande do Sul In: *Sustentabilidade produtiva no Bioma Pampa. II Simpósio de Forrageiras e Produção Animal* (eds. Dall'agnol M, Nabinger C, Sant'ana DM & Santos RJ). Departamento de Forrageiras e Agrometeorologia – UFRGS, Porto Alegre, pp. 15-22.

Lemaire G. 1997. The physiology of grass growth under grazing. Tissue Turnover. In: *Simpósio Internacional sobre Produção Animal em Pastejo* (ed. Gomide JA), Viçosa, MG, pp. 117-144.

Maraschin G.E. 1993. Perdas de Forragem sob Pastejo. In: *2 Simpósio sobre Ecossistema de Pastagens* (eds. Favoretto V, Rodrigues LRA & Reis RA). FAPESP-FCAV, Jaboticabal, SP, pp. 166-190.

Maraschin G.E. 1996. Produção de Carne a Pasto. In: *13º Simpósio sobre Manejo da Pastagem. Produção de Bovinos a Pasto* (eds. Peixoto AM, Moura JC & Faria VP). FEALQ, Piracicaba, SP, pp. 243-274.

Maraschin G.E. 1999. Novas Perspectivas da Avaliação de Pastagens. In: *XXXVI Reun. Anual da Soc. Bras. Zoot.* (eds. Penz AMJ, Afonso LOB & Wassermann EGJ). Sociedade Brasileira de Zootecnia, Porto Alegre, RS, pp. 321-332.

Maraschin G.E. 2004. Estratégias para valorizar sistemas pastoris sob a ótica de politicas de segurança alimentar, bem estar animal e social. In: (Ed).. 2004. P. In: *Sustentabilidad, Desarrollo y conservacion de los ecosistemas. XX Reunion del Grupo Técnico Regional del Cono Sur en Mejoramiento y Utilización de los Recursos Forrajeros del Área Tropical y Subtropical – Grupo Campos* (eds. Saldanha S, Bemhaja M, Moliterno E & Olmos F), Salto, Uruguay, pp. 67-84.

Maraschin G.E., Moojen E.L., Escosteguy C.M.D., Correa F.L., Apezteguia E.S., Boldrini I.I. & Riboldi J. 1997. Native pasture, forage on offer and animal response. In: *XVIII International Grassland Congress*, Winnipeg y Saskatoon, Canada, pp. 26-27.

Moojen E.L. 1991. *Dinâmica e Potencial Produtivo de uma Pastagem Nativa do Rio Grande do Sul Submetida a Pressões de Pastejo, Épocas de Diferimento e Níveis de Adubação*. Doutorado em Zootecnia, Faculdade de Agronomia, UFRGS, Porto Alegre, p. 172.

Moraes A., Marachin G.E. & Nabinger C. 1995. Pastagens nos Ecossistemas de Clima subtropical.- Pesquisas para o Desenvolvimento sustentável. In: *Simpósio sobre Pastagens nos Ecossistemas Brasileiros. XXXII Reunião Anual da SBZ*, Brasília, DF, pp. 147-200.

Nabinger C. 1998. Princípios de manejo e produtividade de pastagens: manejo e utilização sustentável de pastagens. In: *III Ciclo de Palestras em Produção e Manejo de Bovinos de Corte* (Anais...). ULBRA, Porto Alegre, pp. 54-107.

Parsons A.J., Carrère P. & Schwinning S. 2000. Dynamics of heterogeneity in a grazed sward. In: *Grassland ecophysiology and grazing ecology* (eds. Lemaire G, Hodgson J, Moraes A, Nabinger C & Carvalho PCF). CAB International: Oxon, pp. 289-316.

Perin R. & Maraschin G.E. 1995. Desempenho animal em pastagem nativa melhorada sob pastejo contínuo e rotativo. In: *XXXII Reunião Anual da Sociedade Brasileira de Zootecnia* Brasilia, DF, pp. 67-69.

Rosito J. & Maraschin G.E. 1985. Efeito de sistemas de manejo sobre a flora de uma pastagem. *Pesquisa Agropecuária Brasileira* 19: 311-316.

Sala O.E. 1988. Effecto del pastoreo sobre la estructura de la vegetación a distintas escalas de tiempo y espacio *Rev. Arg. Prod. Anim.* 8: 6-7.

Scholl J.M., Lobato J.F.P. & Barreto I.L. 1976. Improvement of pasture by direct seeding intonative grass in Southern Brazil with oats, and with nitrogen supplied by fertilizer or arrowleaf clover. *Turrialba* 26: 144-149.

Stuth J. & Maraschin J.E. 2000. Sustainable management of pasture and rangelands. In: *Grassland Ecophysiology and Grazing Ecology* (eds. Lemaire G, Hodgson J, Moraes A, Nabinger C & Carvalho PCF). CAB International, pp. 339-354.

Tothill J.C., Dzowela B.D. & Diallo A.K. 1989. Present and future role of grasslands in Inter-tropical countries with special references to ecological and sociological constraint. In: *XVI International Grasslands Congress*, Nice, France, pp. 1719-1724.

Carlos Nabinger. EEA da UFRGS, Eldorado do Sul, RS.

Capítulo 20

A integração da silvicultura com pastagens e pecuária no Rio Grande do Sul

João Carlos de Saibro[1], Zélia Maria de Souza Castilhos[2], Jamir Luís Silva da Silva[3], Alexandre Costa Varella[4], Neide Maria Lucas[5] & José Flores Savian[6]

Introdução

O constante aumento na demanda mundial de alimentos, madeira, fibras, energia, etc., de origem animal e vegetal, tem levado o setor primário a adotar processos produtivos mais intensivos no uso dos recursos do ambiente, com a finalidade de atender tanto o mercado interno quanto a exportação aos mercados internacionais, particularmente ao Mercosul. O setor produtivo agropecuário sulbrasileiro de uma maneira geral, e do Rio Grande do Sul em particular, tem respondido satisfatoriamente a este desafio, haja visto, por exemplo, os crescentes índices de produção e produtividade apresentados pelo setor florestal, pelas lavouras de soja, arroz, milho e pela produção de carne e leite, nas últimas duas décadas. Entretanto, na atualidade, em virtude da vigência de novas e mais estritas normas de preservação ambiental, é legalmente exigido que os sistemas de uso da terra sejam cada vez mais sustentáveis. Isto significa basicamente que os recursos naturais do ambiente devem ser usados de maneira integrada e equilibrada, para a formação de sistemas de produção capazes de manter alta produtividade primária e, ao mesmo tempo, minimizar a degradação ambiental. Neste particular, ao integrar os componentes arbóreo, a pastagem e o animal doméstico sob condições edafoclimáticas em um dado local, e com um manejo planejado das atividades, os sistemas silvipastoris podem se constituir em opções disponíveis para alcançar os objetivos de produtividade e sustentabilidade ambiental, social e econômica. No contexto da conservação e do uso de habitats campestres, os sistemas silvipastoris

Foto de abertura: Carolina Blanco da Rosa. Livramento, RS.

1 Eng. Agr., Ph.D., Colaborador-Convidado, Departamento de Plantas Forrageiras e Agrometeorologia (DPFA), Faculdade de Agronomia UFRGS, Porto Alegre, RS. joao.saibro@ufrgs.br
2 Eng. Agr., D. Sc., Pesquisadora, FEPAGRO RS, Porto Alegre, RS. zelia.voy@terra.com.br
3 Eng. Agr., D.Sc., Pesquisador, EMBRAPA-Clima Temperado, Pelotas, RS. jamir@cpact.embrapa.br
4 Eng. Agr., Ph.D., Pesquisador, EMBRAPA- CPPSUL, Bagé, RS. avarella@cppsul.embrapa.br
5 Eng. Agr., D.Sc., Profª Adjunta, Univ. Federal Roraima, Boa Vista, RR. neide.lucas@terra.com.br
6 Zootecnista, FEPAGRO RS, Tupanciretã, RS. jsavian@provenews.com.br

serão sustentáveis se forem capazes de manter ou elevar a capacidade de regeneração dos ecossistemas campestres naturais onde se assentam.

O território do Rio Grande do Sul apresenta excelentes condições edafoclimáticas para obtenção de altos níveis de produtividade primária vegetal dos componentes arbóreo e forrageiro, quando considerados individualmente. Para integrar estes dois componentes na presença do animal em pastejo, o nosso principal desafio é elucidar a dinâmica completa do sistema, ou seja, a intensidade com que ocorrem as diferentes interações entre seus principais componentes e os respectivos resultados sobre a produção arbórea, forrageira e animal decorrentes. Somente o conhecimento detalhado da dinâmica destas interações, tanto na dimensão espacial quanto temporal, poderá fornecer dados relevantes para entender a complexidade biofísica do sistema e permitir a definição de práticas de manejo integrado, a serem usadas pelos produtores rurais.

Entretanto, uma clara definição das tecnologias a serem utilizadas no desenvolvimento de sistemas silvipastoris para uso em nosso meio, deve ser precedida obrigatoriamente por um forte investimento em pesquisa multidisciplinar na área agroflorestal, considerando que é ainda bastante modesto o acervo de informações basicas neste segmento.

No presente trabalho são apresentados e discutidos essencialmente dados de desempenho animal, principalmente de bovinos, obtidos em pesquisas conduzidas com sistemas silvipastoris usando eucalipto ou acácia-negra como componente arbóreo e pastagens cultivada ou nativa no sub-bosque. É importante mencionar que nestes trabalhos de avaliação do desempenho animal em SSP com eucalipto e acácia-negra, têm sido estudados concomitantemente o desempenho produtivo florestal e das pastagens, visando avaliar o sistema de forma integrada, em busca de uma visão sistêmica deste modo de uso da terra em nosso meio.

A interação pastagem X animal

Em virtude da maior complexidade metodológica e dos elevados investimentos em recursos humanos, financeiros e de infra-estrutura necessários para a condução de experimentos com animais em pastejo, e em SSP de modo especial, informações básicas relevantes sobre o desempenho produtivo de animais mantidos em pastagens nativas ou cultivadas em ambientes silviculturais no sul do Brasil são ainda escassas (Saibro 2001).

No Rio Grande do Sul, os esforços mais expressivos da pesquisa em SSP com ênfase no desempenho animal e na dinâmica da pastagem foram iniciados na década de 1990, através da Faculdade de Agronomia da UFRGS, no Departamento de Plantas Forrageiras e Agrometeorologia, e da FEPAGRO RS, com o apoio das empresas florestais Riocell S/A (atual Aracruz Celulose S/A) e SETA, respectivamente, além da FAPERGS, CNPq e da CAPES. Mais recentemente, duas unidades da EMBRAPA, a Embrapa PecuÁria Sul (CPPSUL), localizada em Bagé, RS e o Centro Nacional de Florestas, sediado em Colombo, PR, estão participando do grupo institucional envolvido com os estudos dos sistemas silvipastoris.

Nestas pesquisas, especial atenção tem sido dedicada à avaliação dos dois componentes ou produtos comercializáveis principais dos SSP: a produção silvicultural em bosques cultivados de eucalipto ou acácia-negra e o desempenho animal (ganho de peso vivo médio diário e ganho de peso vivo por área) obtido na pastagem associada. Em geral, estas respostas têm sido avaliadas para diferentes pastagens cultivadas e nativas em função de tratamentos que afetam mais diretamente o rendimento e a qualidade da forragem disponível no sub-bosque e o desempenho animal, tais como a densidade arbórea e o nível de oferta de forragem.

Desempenho animal em SSP com eucalipto (*Eucalyptus saligna* Smith.)

Na Estação Experimental Agronômica da UFRGS, localizada em Eldorado do Sul, parte leste da região ecofisiográfica da Depressão Central do Rio Grande do Sul, foi conduzido um experimento que

avaliou o desempenho de novilhos de corte conduzidos em SSP com *Eucalyptus saligna* estabelecido em duas densidades arbóreas (1666 e 833 plantas/ha) e três níveis de oferta de forragem (6%, 11% e 16%), no período entre dezembro de 1994 e janeiro de 1997 (Silva 1998). Neste trabalho, as avaliações do desempenho produtivo de novilhos são apresentadas em três épocas de pastejo: 1ª) na primavera de 1995, quando o pastejo foi realizado entre 06 de setembro e 09 de novembro (64 dias de pastejo), e a pastagem era formada por uma mistura de azevém-anual (*Lolium multiflorum*) + trevo vesiculoso (*Trifolium vesiculosum*) cv. Yuchi; 2ª) no final do verão de 1996, entre 04 de março e 11 de abril (38 dias de pastejo), em pastagem nativa e 3ª) no período primavera de 1996/verão de 1997, entre 23 de outubro de 1996 e 08 de janeiro de 1997 (77 dias de pastejo), em pastagem nativa, totalizando 179 dias de utilização das pastagens.

Tabela 20.1 | Ganho de peso vivo médio diário (GMD) e ganho por área (G/ha)de novilhos em SSP com eucalipto e pastagem de azevém-anual + trevo vesiculoso, em diferentes densidades arbóreas e níveis de oferta de forragem. Período de 06 setembro a 09 de novembro de 1995 (64 dias) EEA/UFRGS.

Nível de oferta (% peso vivo)	Densidade arbórea (árvores/ha)			
	1666		833	
	Ganho médio diário – kg/nov	Ganho por área – kg/ha	Ganho médio diário – kg/nov.	Ganho por área – kg/ha
6,0	0,272	81	0,502	126
9,6	0,862	161	1,015	215
13,0	1,138	145	1,210	148

A pastagem foi estabelecida no final de maio de 1995 e os animais iniciaram o pastejo em setembro, apenas nove meses após o plantio das mudas. Os dados apresentados na Tabela 20.1 revelam que geralmente o ganho de peso vivo médio diário (GMD) foi favoravelmente incrementado pelo aumento da disponibilidade de forragem e pela menor densidade arbórea, mas o ganho por hectare foi máximo no nivel médio (9,6% PV) de oferta de forragem.

Os valores de ganho de peso vivo por novilho chamam a atenção para o SSP, pois foram obtidos antes do eucalipto completar um ano de idade, o que pode proporcionar uma importante antecipação de renda ao produtor pela venda de animais, pois animais com maior GMD atingem peso de abate em menor número de dias de pastejo. No segundo período de pastejo, com duração de apenas 38 dias, quando o substrato forrageiro foi a pastagem nativa, e a pressão de pastejo foi mantida em 10% do peso vivo, o desempenho animal médio não foi afetado pelos tratamentos (Tab. 20.2).

Alguns destes resultados mostram de forma expressiva o potencial de resposta animal da pastagem nativa para uso em SSP, particularmente quando adequados níveis de oferta de forragem são proporcionados aos animais em pastejo. É de especial interesse destacar as práticas de manejo que permitem a obtenção de valores de GMD acima de 0,850 kg/animal e ganhos acima de 100 kg/ha, os quais caracterizam os sistemas mais intensivos de utilização da pastagem nativa em nosso meio.

No terceiro período de pastejo, os novilhos somente utilizaram a pastagem nativa existente na menor densidade arbórea, tendo em vista que na maior densidade houve sombreamento excessivo do sub-bosque, reduzindo drasticamente o seu rendimento forrageiro, que ocorreu aos 22 meses após o estabelecimento do eucalipto. Este fato aponta para a necessidade da aplicação de técnicas de manejo silvicultural, especialmente o raleio e a poda em épocas adequadas, visando a abertura da comunidade arbórea à penetração da luz solar, sinalizando para a importância da condução de pesquisa integrada e multidisciplinar em estudos de sistemas silvipastoris.

Tabela 20.2 | Ganho médio diário e ganho por área em função da densidade arbórea, com oferta de 10% do peso vivo em SSP com eucalipto e pastagem nativa, de 04/03 a 11/04/1996 (38 dias), EEA/UFRGS (adaptado de Silva 1998).

Nivel de oferta forragem (% Peso vivo)	Ganho Médio diário (kg/animal)		Ganho por área (kg/ha)	
	1666 Árvores/ ha	833 Árvores/ ha	1666 Árvores/ ha	833 Árvores/ ha
6,5	0,908	0,447	69,0	68,0
5,4	0,290	0,171	22,0	13,0
Média	0,599	0,309	45,5	40,5
9,6	0,640	1,029	48,7	97,6
8,4	0,894	0,974	65,0	74,0
Média	0,767	1,000	56,8	85,8
11,9	0,855	0,579	54,1	102,0
14,8	0,868	0,821	44,0	62,0
Média	0,862	0,700	49,0	82,0

As diferenças significativas de rendimento animal em favor da me-

nor densidade arbórea devem ser atribuídas principalmente ao fato de que não houve produção animal no terceiro período de pastejo, ou seja, as pastagens mantidas no plantio de eucalipto com menor densidade arbórea permitiram maior número de dias de pastejo, aumentando o rendimento animal por área. No plantio mais denso, a partir dos 15 meses após o estabelecimento das mudas, a disponibilidade de forragem era muito baixa, principalmente devido à baixa intensidade luminosa no sub-bosque e ao acúmulo da manta orgânica formada por folhas e galhos do eucalipto na superfície do solo.

Igualmente, convém referir que o número de dias de pastejo foi reduzido em pastagem nativa utilizada por ovinos, com o aumento da densidade arbórea, conforme foi relatado por Fucks (1999). Neste trabalho foi constatado que para as densidades de 816, 400 e 204 árvores/ha corresponderam 81, 115 e 148 dias de pastejo, respectivamente, confirmando a existência de uma relação contrária entre as duas variáveis. Igualmente, a lotação, a carga animal e o ganho/ha apresentaram um comportamento decrescente com o aumento da densidade arbórea.

Estes resultados sinalizam claramente que a redução da densidade arbórea de eucalipto é uma condição indispensável para permitir maior produtividade de forragem no sub-bosque, fato que conduz ao melhor desempenho produtivo tanto de bovinos quanto de ovinos em pastejo na floresta. É, portanto, imperativo que os sistemas silvipastoris utilizem baixas densidades arbóreas, ao menos no caso de plantio das árvores em linhas simples. No caso de plantio em configurações espaciais diferentes, em linhas duplas ou triplas, maiores densidades podem ser usadas, pois os espaçamentos entre os grupos de árvores podem ser maiores.

Desempenho animal em SSP com acácia-negra (*Acacia mearnsii* De Wild.)

Os estudos desenvolvidos em povoamentos com esta espécie florestal foram iniciados em 1995, na Estação Experimental Zootécnica de Tupanciretã, da FEPAGRO RS, localizada na região ecofisiográfica do Planalto Médio do Rio Grande do Sul. O sítio experimental foi estabelecido em um Argissolo Vermelho Amarelo distrófico típico, com textura média, arenoso, com relevo ondulado, pertencente à Unidade Tupanciretã, em uma área de 16,3 hectares, dividida em 12 potreiros individualizados por cerca elétrica, com duas repetições. Os tratamentos iniciais consistiram de duas densidades (1666 e 1000 árvores/ha, nos espaçamentos de 3x2 m e 5x2 m, respectivamente, em linhas simples) e três espécies de gramíneas forrageiras perenes de ciclo estival estabelecidas no sub-bosque: a) *Brachiaria brizantha* cv. Marandu (capim Braquiarão); b) *Panicum maximum* cv. Gatton; c) *Eragrostis plana* (capim annoni-2), espécie invasora predominante na pastagem nativa, considerada testemunha. O delineamento experimental utilizado foi um fatorial completo 2 x 3 (densidade arbórea x espécies forrageiras) inteiramente casualizado, com duas repetições. A acácia-negra foi estabelecida em outubro de 1995, a cv. Gatton foi semeada na primavera de 1996 e a cv. Marandu em fevereiro de 1998. Foram utilizados novilhos ou novilhas com 12 a 18 meses de idade, conduzidos em pastejo contínuo com carga animal variável, ajustada para manter o nível de oferta de forragem entre 10% - 12% do peso vivo (em kg de matéria seca verde da forragem disponível por 100 kg de peso vivo/dia). As avaliações do desempenho animal foram realizadas entre novembro de 1998 e março de 2004, em seis períodos distintos de pastejo: 1°) inverno de 1998: de 05 de junho a 07 de agosto – 63 dias; 2°) primavera-verão de 1998-99: de 13 de novembro 1998 até 18 de fevereiro de 1999 – 97 dias; 3°) verão: de 13 de janeiro a 17 de março de 2000 – 54 dias; 4°) primavera de 2002: de 09 de setembro a 13 de novembro de 2002 – 66 dias; 5°) de 22 de janeiro a 11 de abril de 2003 – 80 dias; 6°) verão: de 01 de dezembro de 2003 a 18 de março de 2004 - 109 dias, totalizando 469 dias de efetiva utilização das pastagens.

Em dezembro de 2000, foi efetuado um desbaste sistemático de 50% em cada uma das densidades arbóreas iniciais, sendo que então, a partir desta época, as novas densidades passaram a ser 833 e 500 árvores/ha, nos espaçamentos de 2x6 m e 2x10 m, respectivamente.

Em função do intenso sombreamento causado pelas árvores aos três anos após o plantio, o capim anonni-2 apresentou uma forte redução em sua população, desaparecendo do subbosque, sendo substituído por plantio da espécie *Digitaria diversinervis*, estabelecida em janeiro de 2001. Por outra parte, em função das temperaturas extremamente baixas ocorridas no inverno de 2000, a cv. Marandu de *B. brizantha* igualmente sofreu pesadas perdas no seu stand de plantas e foi substituída pela cv. Aruana de *Panicum maximum*, semeada em outubro de 2001.

▼ Tabela 20.3 | Ganho médio diário (kg/novilho/dia) e ganho/ha (kg), sob duas densidades arbóreas com acácia-negra (1666 e 1000 árvores/ha). Média de duas repetições. Primeiro ciclo de pastejo, entre junho 1998 até fevereiro de 1999, com 161 dias de pastejo, antes do desbaste da acácia-negra.

Pastagem	1666 árv./ha		1000 árv./ha	
	GMD (kg/an./dia)	G/ha (kg)	GMD (kg/an./dia)	G/ha (kg)
Panicum maximum cv. Gatton	0,590	85	0,650	106
Brachiaria brizantha cv. Marandu	0,661	69	0,714	105
Eragrostis plana, capim annoni-2	0,539	95	0,417	122

Deste modo, a partir de janeiro de 2002, os tratamentos em comparação foram os seguintes: a) densidades: 833 e 500 árvores/ha; b) forrageiras: cv. Gatton, cv. Aruana de *P. maximum* e *Digitaria diversinervis*.

Desempenho animal no ciclo completo de pastejo

Uma apreciação do desempenho animal no ciclo completo de pastejo neste trabalho com acácia-negra e pastagens de verão está resumida nas Tabelas 20.3 e 20.4. Informações mais detalhadas sobre o desempenho produtivo dos animais em cada um dos seis períodos de avaliação podem ser obtidas em outros trabalhos (Silva 1998, Silva *et al.* 1999, Castilhos *et al.* 2003, Lucas 2004, Saibro *et al.* 2004).

Esta análise comparativa do desempenho animal nos dois ciclos de pastejo revela que houve um modesto incremento médio no GMD da ordem de 15,6%, mas que um aumento relativo bem maior, 46,8% em média, ocorreu com o ganho por área, do primeiro para o segundo ciclo. Nas menores densidades arbóreas, tanto no primeiro quanto no segundo período de avaliação, observa-se maior produção por área. É muito importante destacar a elevada longevidade produtiva da cv. Gatton, ao longo de quase oito anos (desde a primavera de 1996 até outono 2004), um exemplo notável de adaptação deste genótipo às condições ambientais sub-ótimas dos SSP, capaz de proporcionar 415 dias de pastejo com produção total acumulada de 747 kg/ha de ganho de peso vivo, ou seja, 1,8 kg/ha/dia de aumento de ganho de peso vivo.

Adoção de sistemas silvipastoris

De um modo geral, colocar em prática novas tecnologias geradas pela pesquisa, ou seja, sua adoção pelos produtores, é um processo extremamente complexo, cujo sucesso depende da superação de problemas de ordem política, cultural, financeira, psicológica, entre outros. No caso particular dos SSP no RS, esta tarefa pode ser ainda mais difícil, pois embora tanto a pecuária quanto a atividade silvicultural isoladas sejam bastante praticadas, a sua integração sob a forma de um sistema de produção carece de tradição, e por esta razão a sua adoção torna-se ainda mais problemática e remota, sendo o seu desconhecimento uma grande barreira a ser superada.

▼ Tabela 20.4 | Ganho médio diário (kg/novilho/dia) e ganho/ha (kg), sob duas densidades arbóreas com acácia-negra (1666 e 1000 árvores/ha). Média de duas repetições. Segundo ciclo de pastejo, entre janeiro 2001 e março 2004, com 254 dias de pastejo, após o desbaste da acácia-negra.

Pastagem	833 árv./ha		500 árv./ha	
	GMD (kg/an./dia)	G/ha (kg)	GMD (kg/an./dia)	G/h (kg)
Panicum maximum cv. Gatton	0,662	172	0,637	188
Panicum maximum cv. Aruana	0,688	164	0,706	207
Digitaria diversinervis	0,837	186	0,700	172

Os esforços da pesquisa em SSP são realizados com a convicção de que tais sistemas apresentam inúmeras e fortes vantagens econômicas, ambientais e sociais, e têm um enorme potencial de uso em nosso meio, embora eles ainda não sejam efetiva-

mente utilizados. A sua adoção de modo mais expressivo depende de vários fatores, mas certamente passa por nossa competência em gerar os dados adequados – tecnologias apropriadas, transmití-los aos produtores e prestar a assistência necessária à sua correta utilização. Trata-se, pois, de um tema muito especial e como tal deve ser encarado, pois serão em vão todos os esforços da pesquisa se as tecnologias geradas não forem aplicadas pelos produtores rurais.

Referências

Castilhos Z.M.S., Savian J.F., Santos E.M., Amaral H.R.B. & Beltrão L. 2003. Sistema silvipastoril com acácia negra (*Acacia mearnsii*): desempenho dos componentes arbóreo e animal. In: *9 Congresso Florestal Estadual do Rio Grande do Sul.* Nova Prata, RS, p. 8.

Fucks L.F.M. 1999. *Dinâmica da pastagem nativa, desempenho de ovinos e desenvolvimento arbóreo em sistema silvipastoril com três populações de Eucalyptus saligna*. Dissertação de Mestrado, Departamento de Plantas Forrageiras e Agrometeorologia, Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre, p. 175.

Lucas N.M. 2004. *Desempenho animal em sistema silvipastoril com acácia-negra (Acacia mearnsii De Wild.) e rendimento de matéria seca de cultivares de Panicum maximum sob dois regimes de luz solar*. Tese de Doutorado, Departamento de Plantas e Agrometeorologia, Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre, p. 127.

Saibro J.C. 2001. Animal production from tree-pasture association systems in Brazil. In: *XIX International Grassland Congress*. Fundação de Estudos Agrários Luiz de Queiroz, São Pedro, SP, pp. 637-643.

Saibro J.C., Castilhos Z.M.S., Silva J.L.S., Varella A.C., Lucas N.M. & Savian J.F. 2004. Gestão de sistemas silvipastoris no Rio Grande do Sul:desempenho animal. In: *3 Simpósio Latino-Americano sobre Manejo Florestal*. Universidade Federal de Santa Maria, Santa Maria, pp. 436-449.

Silva J.L.S. 1998. *Produtividade de componentes de um sistema silvipastoril constituído por Eucalyptus saligna e pastagens cultivada e nativa no Rio Grande do Sul*. Tese de doutorado, Departamento de Zootecnia, Universidade Federal de Viçosa, Viçosa, MG, p. 174.

Silva J.L.S., Castilhos Z.M.S., Savian J.F., Guterres E. & Amaral H.R.B. 1999. Desempenho animal e forragem residual em sistema silvipastoril com acácia-negra (*Acacia mearnsii* De Wild.) e pastagens de verão no Rio Grande do Sul. In: *36 Reunião Anual da Sociedade Brasileira de Zootecnia*. SBZ, Porto Alegre, RS, p. 15.

Carolina Blanco da Rosa. Campos de Cima da Serra, RS.

Capítulo 21

O uso de herbicidas para introdução de forrageiras nos campos e seus efeitos na flora campestre

José Carlos Leite Reis[1]

Introdução

No Rio Grande do Sul, o pouco retorno econômico auferido com pecuária extensiva ocasiona a perda de áreas de campo natural para o estabelecimento de agro-sistemas, nem sempre sustentáveis (Nabinger & Sant'Anna 2007), que aceleram a alteração ou remoção da cobertura vegetal original. Recente mapeamento da cobertura vegetal atual do Rio Grande do Sul mostra que os campos naturais ocupam 23% da superfície territorial do Rio Grande do Sul, correspondendo a aproximadamente 6,5 milhões de hectares (Hasenack *et al.* 2007). Cerca de 90% das produções de bovinos de corte e ovinos são obtidas nos campos. Apesar da grande importância social e econômica destes segmentos pecuários, o retorno econômico é mínimo (veja o Capítulo 29), quando a exploração é feita exclusivamente sobre campo natural. Isso ocorre principalmente (1) devido aos baixos índices de produtividade, (2) em função do pouco conhecimento sobre a potencialidade da pastagem de campo natural e, em conseqüência, (3) pela ineficiência no manejo e na utilização deste recurso. A conjuntura econômica também tem colaborado com a pouca rentabilidade: baixos preços dos produtos (carne, leite, lã), dificuldades para a comercialização e altos custos de produção (insumos, carga tributária, juros). O setor pecuário, quando descapitalizado, não apresenta condição de investir em tecnologias de alto custo em curto prazo. Deste modo, a melhoria da produtividade pecuária e da economicidade deve ser embasada, inicialmente, em tecnologias sustentáveis e conservacionistas, eficientes e de baixo custo, tendo como base produtiva o campo natural.

Nas diferentes regiões do Estado do Rio Grande do Sul, os campos naturais apresentam uma marcante diversidade na composição florística (veja Capítulo 4). Mas a forragem disponível ao longo do

Foto de abertura: José Carlos Leite Reis. Sementeira de trevo branco no Uruguai.

1 Eng. Agrôn., Dr., Pesquisador da Embrapa Clima Temperado, BR 392 Km 78, Caixa Postal 403, 96001-970, Pelotas, RS. E-mail: reis@cpact.embrapa.br ou jclreis@hotmail.com

ano, em geral, tem predomínio de espécies de produção estival; principalmente de gramíneas e espécies das famílias *Compositae*, *Rubiaceae* e *Cyperaceae*; fazendo falta uma proporção mais significativa de leguminosas (Pott 1974, Reis 2005, Reis *et al.* 2008a).

Estes campos não produzem forragem regularmente devido aos diversos fatores restritivos, como a estacionalidade de produção e as deficiências minerais no solo. Esta estacionalidade determina uma relativa boa produção de forragem no período quente do ano. O período crítico na oferta de forragem é o inverno, quando ocorrem perdas no peso vivo dos animais em pastejo. No período frio, a quantidade e a qualidade da forragem são insuficientes para bons índices de produtividade animal (Alfaya *et al.* 1997a, 1997b, Machado 1999, Paim 2003, Reis 2005, Reis *et al.* 2008b).

A falta de uma proporção significativa de gramíneas de estação fria e de leguminosas de estação fria ou quente na composição florística dos campos naturais é, entre outros fatores, uma conseqüência da deficiência de fósforo e também da acidez dos solos (Reis 2005). Então, é preciso complementar a produção de forragem com espécies de estação fria (Jacques 1993, Sant'Anna & Nabinger 2007). Neste sentido, o melhoramento, do ponto de vista forrageiro, dos campos naturais via calagem, fertilização e introdução de espécies de estação fria é uma prática recomendada, bem como o controle de carga e oferta forrageira (Nabinger & Sant'Anna 2007).

A introdução de espécies de estação fria tem sido feita com sucesso por diversos métodos. Desde a simples semeadura em cobertura numa pastagem rebaixada por roçadeira e/ou pastejo, ou com preparo superficial com grades, até práticas mais sofisticadas com o uso de renovadoras de pastagens (Jacques 1993), ou máquinas de semeadura direta, com ou sem herbicidas de ação total. A técnica de semeadura em cobertura, sobre campos dessecados por herbicidas, foi difundida e popularizada entre os produtores a partir da década de 1990. Tanto as práticas de limpeza dos campos, como as de introdução de espécies exóticas, causam impacto e modificações no ecossistema campo natural.

O objetivo deste capítulo é abordar o controverso uso de herbicidas na prática da introdução de forrageiras de estação fria em campos naturais no Rio Grande do Sul, Argentina e Uruguai.

Efeitos dos herbicidas na dinâmica da vegetação dos campos naturais

Nas regiões Sul do Brasil e Cone Sul, o herbicida glifosato[2] é o que tem sido mais utilizado para suprimir o crescimento do campo natural, com o objetivo de introdução por sobre-semeadura de espécies forrageiras exóticas. O uso de paraquat[3] perdeu importância na medida que aumentou o uso do glifosato. O glifosato é considerado mais "eficiente" (devido ao efeito sistêmico) na sua ação como herbicida total.

No entanto, a maior "eficiência" de glifosato no controle da competição do campo natural, tem como conseqüência marcadas modificações na composição florística dos campos. Como exemplo, na dinâmica da vegetação de campos naturais em Alegrete e Bagé, fertilizados e sobre-semeados com azevém, trevo-branco e cornichão, com ou sem o glifosato (3 kg/ha). Um ano após a aplicação do herbicida, as gramíneas perenes de estação quente (*Andropogon lateralis* – capim-caninha, *Paspalum notatum* – grama-forquilha, *P. dilatatum* – capim-melador, *P. plicatulum* – capim-colchão) que eram as maiores contribuintes para a produção de forragem do campo natural, quase desapareceram e foram substituídas por espécies indesejáveis do ponto de vista forrageiro, como *Chaptalia nutans* (arnica-do-campo, língua-de-vaca-miúda), *Apium* spp., entre outras (Rizo *et al.* 2001).

2 O glifosato é um herbicida pós-emergente, sistêmico e não-seletivo, para uso contra espécies perenes de raízes profundas e também para espécies de folhas largas anuais e bienais, gramíneas e espécies arbustivas (WHO 1994, Martino 1995). Dependendo da marca comercial, é da Classe Toxicológica II (altamente tóxico), III (medianamente tóxico) ou IV (pouco tóxico).

3 O paraquat é um herbicida de ação de contato e dessecante, primordialmente pós-emergente não seletivo, altamente tóxico (classe toxicológica I).

Por outro lado, o paraquat não produz efeito letal sobre gramíneas perenes de estação quente da pastagem natural. Assim, após o uso de misturas de herbicidas na base de paraquat, em *Paspalum notatum* var. *saurae* (Pensacola), para o plantio direto de soja, ocorreu a recuperação da gramínea, logo após a colheita, apesar dos danos dos herbicidas utilizados e competição da soja (Medeiros *et al.* 1998).

Em um experimento em Bagé, RS, aplicaram-se os herbicidas glifosato (3 e 4 l/ha), paraquat (3 e 4 l/ha) e paraquat + diuron (4 l/ha), entre outros, para controle de plantas indesejáveis quanto ao seu valor forrageiro em campo natural. Os herbicidas foram utilizados em duas condições de vegetação: *Área não roçada* (plantas a serem controladas em pleno florescimento; *Eupatorium buniifolium* – chirca – com 1,5 m de altura), e *Área roçada*, com rebrote de 65 dias (plantas a serem controladas com mais ou menos 30 cm de altura). Na *Área não roçada*, a avaliação realizada aos 61 dias, após a aplicação dos herbicidas, mostrou que: o glifosato causou injúria severa nas espécies do campo natural. Foi eficiente no controle da chirca (85% de controle), *Baccharis coridifolia* – mio-mio (77%), *Baccharis trimera* – carqueja (95%), mas não teve efeito sobre *Eryngium horridum* – caraguatá. Entretanto, o paraquat e o paraquat + diuron (4 l/ha) não apresentaram efeitos sobre o campo natural e não controlaram a chirca, o mio-mio e o caraguatá, sendo eficientes apenas no controle da carqueja (80%). Já na *Área rebrotada após roçada*, (com plantas a serem controladas com mais ou menos 30 cm de altura no momento da aplicação dos produtos), a avaliação realizada aos 28 dias após a aplicação mostrou que os efeitos do glifosato sobre a flora campestre foram muito danosos e que o produto foi eficiente no controle da chirca (99%), mio-mio (100%) e carqueja (100%), com efeito no caraguatá na ordem de 73%. Os herbicidas paraquat e paraquat + diuron apresentaram pequenos danos sobre a pastagem natural, mas controlaram as plantas de chirca (93%), mio-mio (95%), carqueja (82%), e caraguatá, na ordem de 75% (Gonzaga *et al.* 1998).

Em um experimento conduzido em Santa Maria, na Depressão Central do RS, o controle de *Paspalum* spp. (*P. notatum* principalmente) foi de 54, 79 e 93%, para doses de glifosato de 360, 720 e 1080 g/ha, respectivamente. Nas doses de 720 e 1080 g/ha o glifosato foi eficiente para o controle de *Baccharis trimera*. Após 195 dias da aspersão, o glifosato foi ineficiente no controle de *Vernonia polyanthes* (assa-peixe), *Vernonia nudiflora* (alecrim) e *Eryngium horridum* (Silveira *et al*. 1997a). Em outro experimento, aos 32 dias após a aplicação, ocorreu controle das espécies do campo nativo de 70, 86, 92 e 94% para o glifosato a 720, 1080, 1440 e 1800 g/ha do equivalente ácido. O controle de *Paspalum* spp. (*P. notatum*, *P. maculosum*, *P. nicorae* – grama-cinzenta, *P. pumilum* – grama-baixa) foi de 78%, 91%, 94%, e 96%, para o glifosato a 720, 1080, 1440 e 1800 g/ha, respectivamente. Não houve controle de *Vernonia nudiflora* (alecrim), independentemente da dose. Já aos 219 dias após a aspersão, o controle de *Paspalum* spp. foi 93%, 96%, 96% e 98%, respectivamente. Isto significa que não houve rebrotes e que, com o tempo, este herbicida de ação lenta aumentou o efeito nocivo sobre o gênero *Paspalum*. No entanto, com o uso do glifosato, aumentou a produção de matéria seca da aveia-preta introduzida no campo natural, em relação à testemunha (Silveira *et al.* 1997b).

Em outro experimento também realizado em Santa Maria, RS, Carvalho *et al.* (2002) introduziram em campo natural uma pastagem anual de aveia-preta + azevém, sem (testemunha) ou com herbicidas de ação total. Utilizaram renovadora de pastagem. Os herbicidas empregados foram o sistêmico glifosato (1,5, 3 e 4,5 l/ha de produto comercial) e os de contato paraquat (3 l/ha) e paraquat + diuron (3 l/ha). Os herbicidas foram aplicados em 17 de abril e a semeadura + adubação de estabelecimento em 03 de maio. Os autores avaliaram o efeito dos herbicidas sobre a sucessão vegetal. Antecedendo a aplicação dos tratamentos, foi realizado o primeiro levantamento florístico, em 08 de abril; o segundo levantamento foi efetuado na estação quente seguinte, em 24 de fevereiro. A produção total de matéria seca aérea obtida no inverno e na primavera foi maior nos tratamentos com os herbicidas. Porém, os teores médios de proteína bruta (média 13,5%) e digestibilidade *in vitro* da matéria orgânica (média 53,3%) foram similares. Entre os tratamentos com herbicidas não houve diferença significativa na

produção total de matéria seca aérea, demonstrando que não houve influência do modo de ação dos herbicidas (sistêmico e de contato) e nem influência das doses de glifosato. Os tratamentos não afetaram a presença de *Desmodium incanum* (pega-pega, com média 3,7 a 4,2% de contribuição na matéria seca). No entanto, o aumento nas doses de glifosato elevou a participação de *Vernonia nudiflora* (alecrim), *Eryngium horridum* (caraguatá), solo descoberto e mantilho, e reduziu drasticamente a ocorrência de *Paspalum notatum*, de 61% (testemunha) para 14% nos tratamentos com 3 e 4,5 l/ha. Foi notável o favorecimento do glifostato ao *Eryngium horridum*. Este comportamento foi explicado pela menor densidade de plantas e cobertura de solo, condições que, a exemplo do que ocorreu para *Vernonia nudiflora*, favorecem a sua freqüência. Já os herbicidas paraquat e paraquat + diuron apresentaram comportamento inverso ao glifosato: elevação ou manutenção na ocorrência de *Paspalum notatum* (62%), diminuição da presença de solo descoberto e mantilho, e manutenção de *Eryngium horridum*. Paraquat reduziu a ocorrência de *Vernonia nudiflora*.

Segundo Sant'Anna & Nabinger (2007), os herbicidas totais sistêmicos alteram drasticamente e ocasionam desequilíbrios na vegetação natural. O primeiro deles é o aparecimento de espécies indesejáveis como *Cynodon dactylon* (capim-bermuda, bermudinha, grama-seda), *Eragrostis plana* (capim-annoni), caraguatá, entre outras. Atribuem que a causa destas invasões é a destruição da comunidade vegetal nativa, que é uma barreira natural para o desenvolvimento destas espécies. Os autores comentam que, dependendo da intensidade e freqüência das dessecações, sobra pouca cobertura vegetal para os períodos de verão e outono. Como as forrageiras anuais de inverno são geralmente introduzidas, ao término do ciclo destas espécies, a comunidade fica aberta para o aparecimento das espécies indesejáveis. No caso do capim-bermuda, que é tolerante ao glifosato, ocorre um gradativo predomínio da invasora nas áreas, principalmente quando se utilizam sub-doses na chamada "geada química". As boas espécies nativas morrem com estas sub-doses e a suas freqüências na área diminuem, sobrando as que resistem ao glifosato. Os autores afirmam que o plantio direto ou a sobre-semeadura das forrageiras de inverno sobre o campo nativo, sem a sua remoção, é a metodologia mais adequada e sustentável.

Na Estação Experimental da Palma, Litoral Sul, em campo natural sobre Planossolo Háplico Unidade Pelotas, foram introduzidos azevém e leguminosas de estação fria. Nas áreas dessecadas (glifosato 3 l/ha) e sobre-semeadas no outono, a presença do azevém introduzido, na matéria seca disponível na primavera (70 a 79%), foi significativamente maior que nos demais tratamentos aplicados ao campo no outono (sem tratamento prévio, roçado ou gradeado). Nestes, a contribuição do azevém foi baixa (3 a 25%). No entanto, o herbicida glifosato diminuiu significativamente a contribuição de gramíneas perenes de ocorrência natural (*Axonopus affinis* – grama-tapete, *Paspalum* spp.) e de folhas largas, que passou de 86 a 91% para apenas 7% da MS (matéria seca) disponível (Casalinho *et al.* 2000). Na primavera seguinte (outubro), nas áreas dessecadas no ano anterior, o azevém contribuiu com 89% da forragem total disponível e as gramíneas de ocorrência natural com apenas 5%. Nas áreas sem tratamento prévio (azevém 1%; outras gramíneas 89%), ou roçadas (azevém 0%; outras gramíneas 96%) ou gradeadas (azevém 1%; outras gramíneas 89%), o azevém praticamente desapareceu no 2° ano, havendo alta contribuição das gramíneas de ocorrência natural. Os dados evidenciaram: 1) efeito positivo do glifosato, aplicado no 1° ano, sobre o estabelecimento, a produtividade, e sobre a regeneração do azevém (2° ano) a partir do banco de sementes do solo; 2) efeito negativo do herbicida eliminando as gramíneas perenes de estação quente presentes no campo natural e, consequentemente, aliviando a pressão da competição delas sobre o azevém; 3) baixa produção do campo dessecado durante as estações quentes, devido a pouca presença e contribuição destas gramíneas dominantes úteis; 4) a contribuição das leguminosas introduzidas (trevo-branco e cornichão) foi pouca expressiva e não foi influenciada pelos tratamentos aplicados ao campo natural (Reis, J.C.L., dados não publicados).

Nos campos naturais da Região Pampa Úmida, na Argentina, a técnica de pulverizar o herbicida glifosato no fim do verão, para aumentar a produção de forragem no inverno, teve a sua aplicação disseminada durante a última década. Um estudo realizado em propriedade comercial mostrou que o

glifosato, aplicado durante cinco anos consecutivos no final do verão, mostrou sua efetividade para promover a oferta de forragem no inverno. O herbicida melhorou a germinação e estabelecimento das gramíneas anuais de estação fria (C3), como *Lolium multiflorum* e *Bromus unioloides* (*B. catharticus*), porém eliminou a vegetação estival. Assim, a técnica de aplicar glifosato na pastagem natural, no fim do verão, reduziu a riqueza de espécies (biodiversidade) e a área coberta de solo dos grupos funcionais da vegetação de maior valor forrageiro: leguminosas (como *Lotus glaber* – cornichão-de-folhas-estreitas), gramíneas cespitosas C4 (como *Paspalum dilatatum*) e gramíneas perenes C3. O *Cynodon dactylon* mostrou tolerância ao herbicida e aumentou a sua presença na pastagem. (Rodrigues *et al.* 2008a). A riqueza de espécies no banco de sementes do solo (BSS) foi significativamente menor nos potreiros tratados com glifosato, sugerindo a perda de sementes de várias espécies no BSS do campo natural. Assim, o uso do glifosato reduziu significativamente o BSS de sementes de leguminosas (como *L. glaber*), de gramíneas cespitosas C4 (como *P. dilatatum*) e de Ciperáceas, porém aumentou significativamente o banco de sementes do solo (BSS) das gramíneas anuais C3 (*L. multiflorum*, *B. catharticus*) (Rodrigues *et al.* 2008b). Concluiu-se que a técnica de aplicar glifosato nos campos naturais da Pampa Úmida deteriora este recurso, ao (1) reduzir a cobertura do solo dos grupos funcionais de maior valor e a riqueza de espécies, e (2) modificar a composição do BSS do campo natural e reduzir a disponibilidade de sementes de espécies forrageiras valiosas (Rodrigues *et al.* 2008a, Rodrigues *et al.* 2008b).

No Uruguai, a prática de introduzir espécies de estação fria nos campos naturais, com ou sem herbicidas de ação total, revela resultados semelhantes aos obtidos no Rio Grande do Sul e Argentina. Em Trinta e Três, Uruguai, a implantação do azevém sobre o campo natural também foi beneficiada pelos herbicidas glifosato (2,5 l/ha) e paraquat (2,5 l/ha). Porém, o glifosato afetou as espécies estivais produtivas, as substituindo por gramíneas invernais de escassa produtividade (*Gaudinia* sp., *Vulpia* sp.- pastinho-de-inverno), e incrementou a população de invasoras de pequeno porte. No entanto, o paraquat apenas deteve o crescimento do campo por um período determinado, sem afetar a sua composição florística. As leguminosas trevo-branco e cornichão tiveram sua implantação favorecida por um rebaixamento prévio do campo natural, enquanto que a implantação do azevém foi facilitada pelo uso dos herbicidas (Carriquiry *et al.* 1994).

Já Terra & Garcia Préchac (1997) verificaram uma maior cobertura de solo por azevém e trevo-branco com o uso de glifosato, na implantação de espécies forrageiras no campo natural. Esta maior cobertura foi significativamente proporcional ao aumento nas doses. A produção invernal de forragem aumentou nos tratamentos com herbicida. A implantação do azevém foi favorecida pela semeadura em linhas e pelo herbicida; as leguminosas implantaram-se melhor com semeadura em superfície.

No Sul do Uruguai, introduziram a festuca (*Festuca arundinacea*), o trevo-branco e o cornichão no campo natural, em cobertura (campo natural rebaixado) ou em semeadura direta (máquinas semeadoras), em combinação com o uso ou não de glifosato (1, 2 e 3 l/ha) e paraquat (0,75, 1,5 e 2,25 l/ha). A semeadura em cobertura favoreceu a implantação das leguminosas; a implantação da festuca tendeu a ser melhor no sistema semeadura direta em linhas. Já os tratamentos de controle químico da vegetação aumentaram a implantação da festuca (principalmente glifosato), mas não influenciaram significativamente na implantação das leguminosas. Um ano após a aplicação dos tratamentos de controle da vegetação, o uso dos herbicidas determinou diminuição na freqüência de ocorrência de gramíneas estivais e, em grau maior, quando o glifosato foi utilizado (Amarante *et al.* 1997).

Em Tacuarembó, no Uruguai, a produção da consorciação de azevém com triticale (x *Triticosecale*), com semeadura direta, foi maior com a remoção mais intensa da vegetação natural por glifosato (1 a 5 l/ha) ou paraquat (1,5, 3 e 4,5 l/ha), durante três anos de avaliações. Em geral, os tratamentos com o glifosato foram mais efetivos no controle da vegetação natural, tendendo este efeito a ser maior com o aumento nas doses. O glifosato, em doses moderadas a altas, produziu importante depressão na vegetação natural (Marchesi *et al.* 1997).

Também em Tacuarembó, em campo natural com predomínio de espécies perenes (80 a 95%), a mistura azevém x triticale foi introduzida anualmente, com ou sem glifosato (1 a 4 l/ha) e paraquat (1 a 4 l/ha), aplicados no outono apenas no 1º ano, ou durante três anos consecutivos. A dinâmica da vegetação (medida no fim do verão) foi realizada, após quatro ciclos agrícolas. Ocorreu associação direta entre o controle da vegetação e a produção dos cultivos implantados. No entanto, os herbicidas modificaram a composição florística do campo, notadamente quando aplicados por três anos consecutivos. Diminuíram a contribuição (% de solo coberto) das espécies cespitosas e de raízes grossas. O glifosato aumentou a freqüência de espécies anuais (50 a 70%), como *Digitaria* spp. (milhã) e de perenes de vida curta, como *Setaria geniculata* (capim-rabo-de-raposa). Doses altas e consecutivas de glifosato causaram a redução do número de espécies e o desaparecimento de *Paspalum notatum*; 90% da cobertura total do solo concentrou-se em duas ou três espécies, principalmente *Digitaria* spp. O *Eryngium horridum* diminuiu com o manejo consecutivo do herbicida. O *Desmodium incanum* (pega-pega) só foi afetado pelo uso consecutivo do glifosato a 4 l/ha, que causou o aparecimento de arbustos do gênero *Solanum*. O paraquat, aplicado por três anos consecutivos, causou o aumento de espécies estoloníferas, onde o *Paspalum notatum* contribuiu com 30% da cobertura (Berretta *et al.* 1997). Este experimento também foi citado por Boggiano & Berreta (2006), sendo indicado por eles que o paraquat não reduziu o número de espécies do campo natural, aumentou a área coberta por *Paspalum notatum* e *Desmodium incanum* e diminuiu a área coberta de *Eryngium horridum* e *Andropogon lateralis* (capim-caninha). A diminuição do número de espécies e da biodiversidade esteve relacionada com aplicações sucessivas do herbicida sistêmico glifosato. Boggiano & Berreta (2006) consideram que a perturbação dos campos, por arações e herbicidas sistêmicos de ação total, provocam mudanças irreversíveis na composição florística, com o desaparecimento de espécies. Este efeito foi mais intenso com o uso dos herbicidas sistêmicos, que, segundo os autores, provocam uma maior perda da "memória nos campos".

Deste modo, a maioria dos resultados de pesquisa no Rio Grande do Sul, Argentina e Uruguai indicam que a implantação e a produção de espécies forrageiras sobre-semeadas sobre o campo natural é beneficiada pelo uso dos herbicidas glifosato, paraquat, ou paraquat + diuron, principalmente as gramíneas. No entanto, os herbicidas totais sistêmicos como o glifosato causam danos às espécies úteis do campo, em amplitude bem maior do que os benefícios forrageiros proporcionados (Crancio *et al.* 2007). Na estação quente, em geral, aparece uma sucessão secundária formada principalmente por gramíneas anuais e outras espécies oportunistas, além do aumento na população de espécies indesejáveis.

O uso de glifosato em campos naturais, para a introdução apenas de gramíneas anuais, é ainda mais condenável do que para a introdução de espécies perenes, que consigam dar alguma cobertura de solo ou vegetar no período quente do ano. Como exemplo, na pesquisa de Carvalho *et al.* (2002), os efeitos negativos do glifosato aparecem após o fenecimento das gramíneas anuais introduzidas (aveia-preta e azevém). Houve aumento na participação de espécies indesejáveis, solo descoberto e mantilho, e a redução da participação de *Paspalum notatum* na composição florística de 61% para 14%. A introdução destas gramíneas, após o uso de glifosato, só aumentou a produção total da pastagem em 1300 kg/ha de matéria seca, quando em comparação com a introduzida sobre o campo natural não dessecado e não revolvido. Isto é pouco se considerarmos a perda de produtividade e de biodiversidade vegetal, e os danos causados às gramíneas úteis do campo. São estas espécies que garantem a estabilidade produtiva na estação quente. O processo é agravado por condições adversas, como instabilidade climatológica, estiagens estivais e sobrepastejo.

Restam comunidades degradadas (erosão genética), dominadas por espécies indesejáveis e invadidas por *Cynodon dactylon* (capim-bermuda, bermudinha ou grama-seda, de baixo valor forrageiro), caraguatá, entre outras espécies, e sujeitas a erosão do solo. Nos campos sobre solos arenosos, com menor fertilidade natural, a comunidade torna-se ainda mais vulnerável à abertura e à invasão por *Cynodon dactylon*.

As aberturas de comunidade causadas pelo herbicida glifosato, entre outras práticas que causem distúrbios, também aumentam a possibilidade da invasão por capim-annoni (*Eragrostis plana*). Esta espécie se estabelece mais facilmente nos campos mais intensamente pastejados e nos espaços abertos, provocados por distúrbios à vegetação natural (Reis & Coelho 2000, Medeiros & Focht 2007) (veja Capítulo 25). Quanto maior o distúrbio, mais intensa e rápida a invasão por capim-annoni. Somente práticas preventivas e conservadoras do campo natural podem evitar ou diminuir a infestação por capim-annoni (Medeiros & Focht 2007).

Uma vegetação campestre densa no campo favorece também uma maior infiltração de água, conservando a fertilidade e a estrutura do solo, reduzindo a lixiviação de nutrientes. Diminui o escorrimento superficial das chuvas e a erosão, e favorece a percolação da água que alimenta os aqüíferos subterrâneos (Boggiano & Berretta 2006).

Conclusões

Portanto, a "eficiência" do glifosato no controle da competição do campo natural sobre as espécies exóticas introduzidas, resulta em uma marcada modificação na composição florística do campo. Ocorre substituição das espécies perenes úteis por espécies anuais e por invasoras indesejáveis, nos anos subseqüentes. A extensão destas modificações depende das doses empregadas e do número de anos de aplicação consecutivas. A tendência é a imediata diminuição da produtividade dos campos durante a próxima estação quente, e na produtividade geral nos anos subseqüentes, que ocorre após o desaparecimento das espécies introduzidas.

Assim, os herbicidas sistêmicos totais, como o glifosato, não são adequados para uso nos melhoramentos extensivos dos campos naturais. No caso da opção por herbicidas ser irreversível, dar preferência ao uso parcimonioso do paraquat ou paraquat + diuron, para que haja a conservação das espécies mais importantes. Estes herbicidas são tão eficientes quanto glifosato no controle do crescimento da pastagem natural. A vantagem é de apenas deter o crescimento do campo natural por tempo determinado. A desvantagem é o custo mais elevado e a toxicidade do produto.

Entretanto, as áreas de campo natural podem ser utilizadas de modo sustentável e econômico sem a remoção da cobertura vegetal. Deste modo, recomenda-se que a introdução de espécies forrageiras de estação fria seja feita, quando possível, por métodos menos agressivos de controle da competição da vegetação natural. Este é um sistema de manejo mais sustentável e que possibilita o aproveitamento da pastagem natural após o inverno.

Referências

Alfaya H., Eichelberger L., Dias A.C.A., Reis J.C.L. & Siqueira O.J.W.d. 1997a. Produção de matéria seca e nutrientes da pastagem natural no inverno e primavera na Encosta do Sudeste – Rio Grande do Sul. In: *34 Reunião Anual da Sociedade Brasileira Zootecnia*. Sociedade Brasileira Zootecnia, Juiz de Fora, pp. 304-306.

Alfaya H., Eichelberger L., Dias A.C.A., Reis J.C.L. & Siqueira O.J.W.d. 1997b. Desenvolvimento ponderal de novilhas em campo nativo no inverno e primavera na Encosta o Sudeste, Rio Grande do Sul. In: *34 Reunião Anual da Sociedade Brasileira Zootecnia*. Sociedade Brasileira Zootecnia, Juiz de Fora, pp. 307-309.

Amarante P., Ferenczi M., Jaurena C. & Garcia Préchac F. 1997. Introducción de especies forrajeras en campo natural, comparando siembra directa en lineas com voleo superficial en combinacion com diferentes tipos y dosis de herbicidas. In: *Seminário Internacional do Sistema Plantio Direto*. EMBRAPA-CNPT Passo Fundo, pp. 289-292.

Berretta E.J., Marchesi C.J. & Pérez Gomar E. 1997. Evolución de la vegetación de un campo natural sobre suelo arenoso luego de tres años de siembra directa. In: *Seminário Internacional do Sistema Plantio Direto*. EMBRAPA-CNPT Passo Fundo, pp. 285-287.

Boggiano P. & Berretta E. 2006. Factores que afectan la biodiversidad del campo natural. In: *21 Reunião do Grupo Técnico em Forrageiras do Cone Sul-Grupo Campos* (ed. Temperado EC). Embrapa Clima Temperado Pelotas, pp. 93-104.

Carriquiry E., Ayala W. & Carámbula M. 1994. Estudios en implantacion de mejoramientos extensivos. In: *Reunion del grupo tecnico regional del Cono Sur en Mejoramiento y utilizacion de los recursos Forrajeros del drea Tropical y Subtropical: Grupo Campos*. INIA Termas del Arapey, Uruguai, pp. 39-44.

Carvalho A.T., Moojen E.L. & Jacques R.J.S. 2002. Sobre-semeadura de aveia preta (*Avena strigosa*) + azevém anual (*Lolium multiflorum*) em campo natural com ou sem o uso de herbicidas. *Pesquisa Agropecuária Gaúcha* 8: 59-66.

Casalinho S.L.G., Pinto J.J.d.O., Pereira F.B. & Reis J.C.L. 2000. Estabelecimento de forrageiras de estação fria sobre campo natural submetido a diferentes sistemas de preparo. In: *9 Congresso de Iniciação Científica e 2 Encontro dos Programas de Pós-Graduação* (ed. UFPEL-UCPEL-FURG). Pelotas, p. 713.

Crancio L.A., Carvalho P.C.F., Nabinger C. & Boldrini I.I. 2007. Controle de plantas nativas indesejáveis dos campos naturais do Rio Grande do Sul. *Pesquisa Agropecuária Gaúcha* 13: 115-124.

Gonzaga S.S., Oliveira O.L.P. & Souza R.O. 1998. Utilização de Herbicidas no Controle de Plantas Indesejáveis em Pastagem Natural. In: *17 Reunião do Grupo Técnico em Forrageiras do Cone-Sul-Zona Campos*. EPAGRI-UDESC Lages, p. 142.

Hasenack H., Cordeiro J.L.P. & Costa B.S.C. 2007. Cobertura vegetal atual do Rio Grande do Sul In: *Sustentabilidade produtiva no Bioma Pampa. 2 Simpósio de Forrageiras e Produção Animal* (eds. Dall'agnol M, Nabinger C, Sant'Anna DM & Santos RJ). Departamento de Forrageiras e Agrometeorologia – UFRGS Porto Alegre, pp. 15-22.

Jacques A.V.A. 1993. Melhoramento de pastagens naturais; introdução de espécies de estação fria. In: *Federação dos Clubes de Integração e Troca de Experiências:Campo nativo* (ed. FEDERACITE). Caramuru Porto Alegre, pp. 24-31.

Machado L.A.Z. (ed.) 1999. *Manejo da pastagem nativa*, Guaíba, 158 p.

Marchesi C.G., Pérez Gomar E. & Garcia Préchac F. 1997. Efecto del control de la vegetación natural sobre la producción de cultivos invernales com siembra directa. In: *2 Seminário Internacional do Sistema Plantio Direto*. EMBRAPA-CNPT Passo Fundo, pp. 277-279.

Martino D.L. 1995. *El herbicida glifosato: su manejo más allá de la dosis por hectarea*. INIA La Estanzuela, Montevidéu, 27 p.

Medeiros R.B. & Focht T. 2007. Invasão, prevenção, controle e utilização do capim-annoni-2 (*Eragrostis plana* Ness) no Rio Grande do Sul, Brasil. *Pesquisa Agropecuária Gaúcha* 13: 105-114.

Medeiros R.B., Riboldi J. & Zambra J.E.G. 1998. Semeadura direta da soja sobre uma pastagem de capim Pensacola. In: *16 Reunião do Grupo Técnico Regional em melhoramento e utilização de recursos forrageiros das áreas tropical e subtropical do Cone Sul* (ed. Saibro JC) Porto Alegre, p. 66.

Nabinger C. & Sant'Anna D.M. 2007. Campo nativo: sustentabilidade frente às alternativas de mercado. In: *2 Simpósio de Forrageiras e Produção Animal* (Anais...). DPFA-UFRGS, Porto Alegre, pp. 83-121.

Paim N.R. 2003. Pastagens nativas da região Sul do Brasil. In: *Federação dos Clubes de Integração e Troca de Experiências. As pastagens nativas gaúchas*. Ideograf, pp. 23-77.

Pott A. 1974. *Levantamento ecológico da vegetação de um campo natural sob três condições: pastejado, excluído e melhorado*. Dissertação de Mestrado, Faculdade de Agronomia, Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre, p. 168.

Reis J.C.L. 2005. *Dinâmica sazonal da pastagem e do fósforo no sistema solo-pastagem-animal em campos naturais da Serra do Sudeste, Rio Grande do Sul*. Tese de Doutorado. Programa de Pós-Graduação em Zootecnia, Universidade Federal de Pelotas, Pelotas, 169 p.

Reis J.C.L., Alfaya Júnior H., Eichelberger L. & Silva J.G.C. 2008a. Composição e dinâmica florística em campos naturais da Serra do Sudeste, Rio Grande do Sul. *Pesquisa Agropecuária Gaúcha* 14: 125-133.

Reis J.C.L., Alfaya Júnior H., Silva J.G.C., Dias A.E.A. & Eichelberger L. 2008b. Dinâmica sazonal da pastagem e do desenvolvimento corporal de novilhas em campos naturais da Serra do Sudeste, Rio Grande do Sul. *Pesquisa Agropecuária Gaúcha* 14: 151-160.

Reis J.C.L. & Coelho R. 2000. *Controle de capim-annoni-2 em campos naturais e pastagens*. (Circular Técnica 22). Embrapa Clima Temperado Pelotas, 21 p.

Rizo L.M., Moojen E.L., Quadros F.L.F., Schlick F.E. & Correa F.L. 2001. Pasture dynamics after sod seeding cool season species with or without glyphosate in subtropical natural grasslands. In: *19 International Grassland Congress*. FEALQ São Pedro, pp. 903-904.

Rodrigues A., Jacobo E., Vilarino J. & Kessel K. 2008a. Changes on floristic composition of Floding Pampa rangeland by the use of glyphosate. In: *21 International Grassland Congress;8 International Rangeland Congress*. IGC-IRC Organizing Committe Huhhot, China, p. 115.

Rodrigues A., Jacobo E. & Zandueta J. 2008b. Changes on seed bank composition of Floding Pampa rangeland by the use of glyphosate. In: *21 International Grassland Congress; 8 International Rangeland Congress*. GC-IRC Organizing Committe Huhhot, China, p. 138.

Sant'Anna, D.M. & Nabinger, C. 2007. Adubação e implantação de forrageiras de inverno em campo nativo. In: *2 Simpósio de Forrageiras e Produção Animal* (Anais...). DPFA-UFRGS, Porto Alegre. p.123-156.

Silveira M.J., Eltz F.L.F., Ferri M.V.W. & Pott C.A. 1997a. Dessecação do campo nativo para semeadura direta da cultura da soja. In: *2 Seminário Internacional do Sistema Plantio Direto* (ed. EMBRAPA-CNPT) Passo Fundo, pp.269-272.

Silveira M.J., Eltz F.L.F., Ferri M.V.W. & Pott C.A. 1997b. Avaliação da eficiência do glyphosate na dessecação do campo nativo para semeadura direta de culturas anuais. In: *2 Seminário Internacional do Sistema Plantio Direto* (ed. EMBRAPA-CNPT). Passo Fundo, pp. 273-275.

Terra J. & Garcia Préchac F. 1997. Uso de tecnologia de siembra directa en renovacion de pasturas degradadas com gramilla (*Cynodon dactylon*) en lomadas del este de Uruguay. In: *2 Seminário Internacional do Sistema Plantio Direto*. (ed. EMBRAPA-CNPT) Passo Fundo, pp. 293-296.

W.H.O. (World Health Organization) 1994. *Glyphosate*. International Programme on Chemical Safety, Geneva, 177 p.

Valério Pillar. Lavouras no Planalto Médio, RS.

Capítulo 22

Uma retrospectiva da pecuária de corte em campos nativos e campos melhorados no bioma Pampa

José Fernando Piva Lobato[1]

A fase de melhoramento forrageiro dos campos nativos do Rio Grande do Sul teve início efetivamente a partir dos anos 60. Mais precisamente em 1969/1970 os pesquisadores Ruben Markus, José Grossmann, Karl Mohrdieck e Ismar Leal Barreto, este com seu projeto S3CR11, identificavam espécies, valorizavam as já conhecidas e propunham a introdução de espécies de ciclo hiberno/primaveril, como o azevém, o trevo-branco e o cornichão cv. São Gabriel.

Cabe salientar o trabalho desenvolvido na época, em Bagé na então Estação Experimental Cinco Cruzes do Ministério da Agricultura, com estas três espécies forrageiras e que, já em 1961/1962, demonstraram viabilidade do abate de novilhos aos dois anos de idade (Barcellos 1967) (Fig. 22.1).

No final da década de 60, os pesquisadores Lauro Müller e Armando Teixeira Primo, também chegaram ao abate de novilhos aos dois anos de idade, a partir daí denominados de *novilhos precoces*, com base em experimento realizado na Estação Experimental de São Gabriel da Secretaria da Agricultura do Rio Grande do Sul (Fig. 22.2). Este trabalho também mostrou efeitos dos períodos em que os novilhos pastejavam aquelas mesmas forrageiras, sendo abatidos aos dois ou três anos de idade, determinando variações na composição das carcaças, e conseqüentes respostas econômicas aos produtores e frigoríficos e também variações na qualidade do produto carne.

Paralelamente, por influência da viagem do professor Ismar Barreto à Austrália e Nova Zelândia, passou-se a estudar a introdução de espécies tropicais (setária, capim-de-Rhodes, bermuda, pangola e pensacola) por suas capacidades de suporte e ganhos de peso em novilhos, além da introdução por plantio direto de aveia preta para cobrir suas paradas ou reduções de crescimento em meados do outono a primavera. A Tabela 22.1 expressa os ganhos por novilho e por área resultantes dos

Foto de abertura: Valério Pillar. Lida com o gado. Departamento de Salto, Uruguai.

1 Ph.D., Prof. Associado II, Dep. de Zootecnia – Faculdade de Agronomia – UFRGS. E-mail: jose.fernando.lobato@ufrgs.br; jfplobato@terra.com.br

estudos de Ismar Barreto e colaboradores (Jesse Scholl, José Lobato e Nilton Paim), publicado em 1974 nos Anais da Reunião Anual da Soc. Bras. de Zootecnia (Barreto *et al.* 1974). Resultados que na época mostravam também a viabilidade da redução da idade de abate de novilhos e de ganhos expressivos por hectare na região da Depressão Central do Rio Grande do Sul.

Nessa época também foram realizados experimentos com trevo subterrâneo, cultivares Clare, Yarloop e Mount Barker, e introdução de leguminosas tropicais, como o siratro e desmodium. A partir de todos estes resultados obtidos, foram então implantados os denominados projetos CONDEPE, no âmbito do Bioma Pampa, permitindo a incorporação destas inovações ao processo produtivo da pecuária gaúcha.

Além da redução da idade de abate, outro feito notável foi a obtenção de ganhos médios de 400 a 500 kg/ha nos períodos explorados com terneiras pós-desmama até o sobreano nos meses de fevereiro/março, com base em forte adubação e mediante a introdução de aveia preta cv. Coronado, em plantio singular ou em consorciação com o trevo-vesiculoso (Scholl *et al.* 1976, Lobato *et al.* 1979), permitindo o primeiro serviço já aos 18 meses de idade.

O desafio da época era o de reduzir não só a idade de abate de novilhos, mas também a idade de primeiro acasalamento de novilhas para os dois anos e demonstrar a viabilidade disso ao produtor. Passados mais de 30 anos, a prenhez de novilhas aos dois anos ainda continua não sendo uma meta alcançada por todos os pecuaristas, independente do tamanho de seu negócio pecuário.

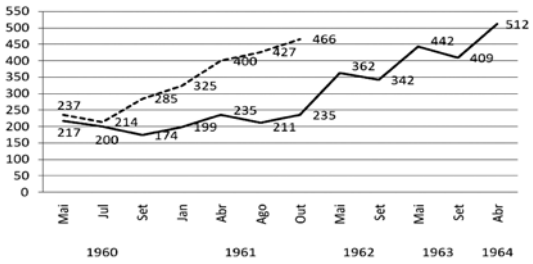


Figura 22.1 Curvas de crescimento de novilhos de corte sobre pastagens naturais (linha contínua) ou cultivadas (linha tracejada); nestas últimas os novilhos foram abatidos aos dois anos de idade; Bagé, EEA Cinco Cruzes – MAPA (Barcellos *et al.* 1967).

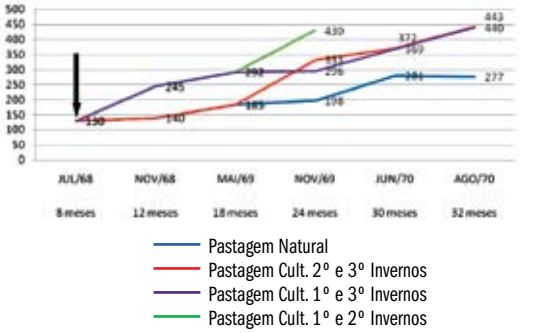


Figura 22.2 Sistema de criação de novilhos em pastagens cultivadas ou naturais, São Gabriel – EEA São Gabriel (Müller & Primo 1986).

▼ Tabela 22.1 | Ganhos de peso por animal e por área em duas épocas do ano utilizando a introdução de aveia sobre gramíneas estivais (Média de três anos); Eldorado do Sul – EEA – UFRGS (Barreto *et al.* 1974).

		Inverno (115 dias)			Verão (110 dias)			
		GDM (kg)	Animais (ha)	Ganho (ha)	GDM (kg)	Animais (ha)	Ganho (ha)	Total (ha)
Pangola	Aveia	0,612	2,6	187	0,642	5,6	397	584
Setária		0,672	2,2	171	0,580	4,5	290	461
Bermuda		0,725	2,3	190	0,512	5,9	334	524
Pensacola		0,740	2,3	193	0,655	4,4	321	514
Rhodes		0,790	2,3	207	0,564	4,6	289	496

As primeiras iniciativas de introdução de espécies forrageiras para melhorar a produção e a produtividade da pecuária gaúcha tinham como finalidade o emprego de espécies com crescimento no outono e inverno para cobrir os déficits das pastagens naturais.

O potencial das espécies nativas também era foco de aperfeiçoamentos (veja Capítulo 11). O professor Ismar Barreto, também na década de 60, desenvolveu estudos conjuntos no Uruguai com Parodi, Rosengurt e Millot na busca das espécies com melhor potencial forrageiro. Conforme Boldrini (1997), mais de 450 espécies de gramíneas e mais de 150 espécies de leguminosas compõem a riqueza dos campos do Rio Grande do Sul cujo potencial de uso, todavia não foi completamente explorado (veja Capítulos 4 e 10). A partir do início dos anos 80, toda uma nova geração de pesquisadores, especialmente os vinculados ao Departamento de Forrageiras e Climatologia da UFRGS, dedica-se intensamente ao estudo do manejo e produção das pastagens naturais.

Concomitante, trabalhos conduzidos desde 1974 mostravam índices reprodutivos superiores em pastagens naturais melhoradas (Cachapuz *et al.* 1990, Lobato *et al.* 1998a, Lobato *et al.* 1998b). Em Lobato *et al.* (1998b), observa-se estar o desempenho reprodutivo associado ao desempenho animal durante a utilização das pastagens melhoradas, aos pesos mínimos e às condições corporais alcançados ao parto e início do segundo acasalamento, atendendo às exigências básicas das vacas, ainda que primíparas e lactantes (Tab. 22.2).

Ao final dos anos 80 dei-me conta que o emprego de pastagens naturais melhoradas para vacas ainda tinha limitações de uso por muitos produtores, já que as pastagens naturais sem melhoramento representavam um recurso natural mais barato e perene. Restava identificar parâmetros de cargas animais e ofertas para rodeios de cria a fim de assegurar a necessária eficiência reprodutiva em sistemas de ciclo completo.

Com esta perspectiva estudos foram desenvolvidos em Dom Pedrito, Rosário do Sul, Aceguá, São Gabriel, Itaqui e Quaraí. A Tabela 22.3 mostra os resultados de prenhez conforme a carga animal usada desde o último mês do terço final de gestação até o desmame.

Quadros & Lobato (1996) ao estudarem os efeitos de cargas animais de 320kg/ha e 240kg/ha sobre o desempenho reprodutivo de vacas primíparas e desenvolvimento de seus terneiros, desde um período de tempo curto antes do parto até a desmama, obtiveram 86,8% e 96,8% de repetição de prenhez, respectivamente. A Tabela 22.4 mostra os pesos e a condição corporal ao início do acasalamento de acordo com a carga animal. Os ganhos diários médios durante o acasalamento, não expressos na tabela, diferiram significativamente (0,059 e 0,197kg/dia, respectivamente para 320 e 240kg/ha).

▼ Tabela 22.2 | Pesos médios a cada 28 dias, pesos médios até 24 horas pós-parto e percentagens de prenhez de vacas cruzas primíparas submetidas a diferentes tratamentos (Lobato *et al.* 1998b).

	Tratamentos (peses médios em kg)	
	Pastagem pré e pós-parto	Nativo pré-parto/ Pastagem pós-parto
26/06/1979	397	416
10/08/1979	378	404
07/09/1979	421	403
05/10/1979 (Prenhes)	450	422
(Paridas)	362	372
02/11/1979 (Prenhes)	466	449
(Paridas)	406	397
30/11/1979	415	407
21/12/1979	415	417
25/01/1980	403	407
22/02/1980	394	403
24 horas pós-parto	405	390
Taxa de prenhez (%)	95,2	86,4

▼ Tabela 22.3 | Sumário de trabalhos envolvendo cargas animais (kg/ha) e as respectivas taxas de prenhez (%) alcançadas.

Trabalhos e carga animal (kg/ha)	Taxa de Prenhez (%)	Município
Magalhães & Lobato (1990)		
330 kg/ha	59,0	Rosário do Sul
260 kg/ha	74,0	
Simeone & Lobato(1996)		
340 kg/ha	52,0	Aceguá
240 kg/ha	70,0	
Quadros & Lobato (1996)		
320 kg/ha	86,8	Dom Pedrito
240 kg/ha	96,8	
Gottschall & Lobato (1996)		
360 kg/ha	0,0	
320 kg/ha	10,4	São Gabriel
280 kg/ha	8,5	
Fagundes *et al.* (2003)		
360 kg/ha	22,6	Itaqui
280 kg/ha	67,6	
Potter & Lobato (2003)		
320 kg/ha	90,3	Quaraí
240 kg/ha	93,8	

A maior carga determinou maior perda de peso (-0,325kg/dia), quando comparada à carga menor (-0,115kg/dia) em período de forte estiagem durante os últimos 58 dias da estação de acasalamento. Na Tabela 22.5, encontram-se as variações de ganho diário médio das vacas durante o acasalamento.

Uma menor carga animal determina um maior acúmulo de matéria seca residual, e em conseqüência disto, um melhor desempenho individual do animal. Isto pode ser verificado no ganho de peso das vacas, as quais com uma maior oferta de pasto, também obtiveram maiores ganhos de peso, embora o período avaliado tenha sido apenas de agosto a abril, período favorável ao crescimento da pastagem. A queda da qualidade e a menor disponibilidade do pasto foram mais prejudiciais ao grupo que teve maior lotação por unidade de área.

Magalhães & Lobato (1991a, 1991b) buscaram identificar cargas animais em campo nativo que possibilitassem bons índices de repetição de prenhez, submetendo 78 vacas primíparas ¾ Nelore x ¼ Hereford, todas com cria ao pé, aos seguintes níveis nutricionais e de carga animal: (1) Tratamento 1: Carga em campo nativo de 180kg/ha (0,5 vaca/ha) + terneiro – 06/10 a 17/11/1989 e 252kg/ha (0,7 vaca/ha) + terneiro – 18/11/1989 a 04/04/1990; (2) Tratamento 2: Carga em campo nativo de 180kg/ha (0,5 vaca/ha) + terneiro – 06/10 a 04/04/1990. Os índices de repetição de prenhez foram de 59 e 74%, respectivamente para T1 e T2, (P>0,05). A ausência de significância estatística em uma diferença de 15% deve-se ao número pequeno de animais experimentais. Este trabalho demonstrou que, mesmo em campo natural, com lotações menores do que as normalmente usadas ou até exigidas nos índices de rendimento, usados no cálculo do grau de utilização e de eficiência do uso da terra pela pecuária e definidos por organismos oficiais como o Ministério do Desenvolvimento Agrário (MDA) e o Instituto Nacional de Colonização e Reforma Agrária (INCRA), é possível ter maiores e melhores índices de repetição de prenhez, compatíveis com uma pecuária avançada. No qual, a vaca cumpre a sua função, a produção de um terneiro por ano.

▼ Tabela 22.4 | Efeito de duas cargas de (peso/ha) sobre o peso ao início do acasalamento e condição corporal de vacas primíparas (Quadros & Lobato 1996).

Tratamentos	Peso ao início do acasalamento (kg)	Condição corporal ao início do acasalamento
320kg/ha	365,5[a]	3,20[a]
240kg/ha	355,3[a]	3,13[a]
Média	360,4	3,16

a, b: Médias seguidas de letras diferentes na coluna indicam diferença significativa (P<0,05)

▼ Tabela 22.5 | Variação diária média de peso das vacas durante os primeiros 50 dias (VDM50), durante os últimos 58 dias (VDM58) e durante todo o período de acasalamento (VDM) (Quadros & Lobato 1996).

Tratamentos	VDM50 (kg)	VDM58 (kg)	VDM no acasalamento
320 kg/ha	0,502[a]	- 0,325[b]	0,059[b]
240 kg/ha	0,581[a]	- 0,115[a]	0,197[a]

a, b: Média seguidas de letras diferentes na coluna indicam diferença significativa (P<0,05)

▼ Tabela 22.6 | Efeito da carga e do tipo de controle da amamentação na percentagem de prenhez (Simeone & Lobato 1996).

Carga	Desmama temporária	Desmama precoce	Testemunha	Média
340 kg/ha	42,8[b]	94,4[a]	25,0[b]	51,7[B]
240 kg/ha	78,9[b]	93,7[b]	50,0[c]	69,8[A]
Média	63,6[b]	94,1[b]	40,3[c]	

a, b, c: na mesma linha diferem significativamente (P<0,05)
A, B: na mesma coluna diferem significativamente (P<0,05)

Estes estudos também demonstraram que as vacas primíparas a uma maior idade são uma conseqüência de herança genética de puberdade mais tardia e baixo desenvolvimento a uma menor idade. Com isso a prenhez ocorre a uma maior idade, com menor repetição de prenhez, maior intervalo entre partos e com produção de terneiros mais leves a desmama, por terem também menor produção de leite (Magalhães & Lobato 1991a, 1991b).

No município de Aceguá, no sul do Bioma Pampa (brasileiro), Simeone & Lobato (1996), estudaram o comportamento reprodutivo de vacas primíparas Nelore x Hereford submetidas a cargas de peso vivo por hectare de 340 e 240kg/ha, submetendo também os dois lotes de vacas a três práticas de manejo: (1) desmama temporária por 11 dias no início do acasalamento (DT); (2) desmama precoce na metade do acasalamento (DP); (3) desmama a idade convencional no outono (DC). A Tabela 22.6 mostra os resultados de prenhez. A carga animal maior proporcionou índices de repetição de cria mais baixos do que quando se realizou um melhor manejo do recurso forrageiro.

As vacas submetidas à menor carga alcançaram ao início do acasalamento maior condição corporal (CC=2,08 vs 1,71; P<0,05), como também na data da desmama convencional (2,85 vs 2,44; P<0,05). Isto foi explicado pela disponibilidade da pastagem nativa existente, pois ao início do acasalamento a disponibilidade para as cargas 340 e 240kg/ha era de 820kg e 1444kg MS/ha, respectivamente. A altura do pasto dos dois potreiros era de 7,6 cm e de 10,0 cm. Quando da desmama convencional, a disponibilidade de forragem era de 824kg e 1973kg MS/ha, com a altura de 4,07cm e 10,1cm, respectivamente, para as cargas de 340 e 240kg/ha (Fig. 22.3 e 22.4).

Quando a altura do pasto é baixa, diminui o tamanho da bocada e aumentam os outros componentes do comportamento ingestivo do animal – número de bocadas por minuto e tempo de

pastejo – para poder compensar e manter o nível de consumo. Conseqüentemente, aumenta o gasto de energia por atividade de pastejo, e o desempenho animal diminui (Hodgson 1991).

O trabalho de Simeone & Lobato (1996) determinou efeito significativo da carga animal e do controle da amamentação sobre a variação diária de peso das vacas primíparas no período compreendido entre o início e a primeira metade do acasalamento. As vacas em carga de 340kg/ha tiveram perda de peso (-0,337kg/dia) e as vacas submetidas a 240kg/ha ganho de peso (0,140kg/dia), fruto da maior disponibilidade forrageira para as vacas deste tratamento. No período compreendido entre a metade do acasalamento e a desmama convencional, o controle da amamentação afetou o ganho de peso das vacas. As vacas do DP obtiveram ganhos de 0,410kg/dia, significativamente superiores (P<0,01) aos do DT 0,015kg/dia e DC -0,068 kg/dia.

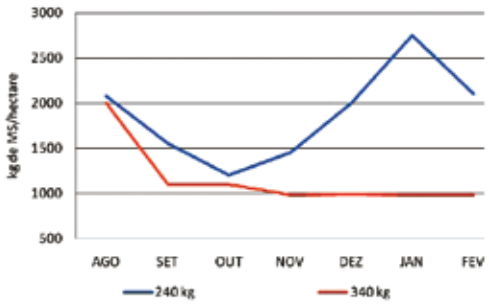


Figura 22.3 Evolução da disponibilidade de matéria seca segundo a carga animal (Simeone & Lobato 1996).

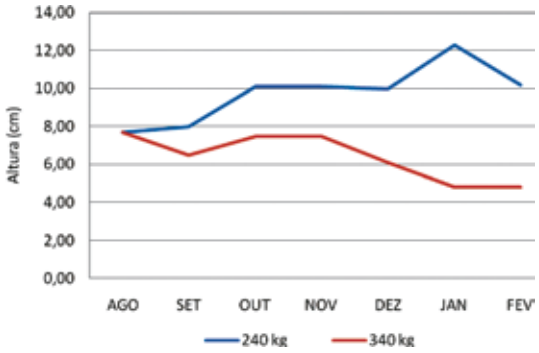


Figura 22.4 Evolução da altura da pastagem nativa segundo a carga animal (Simeone & Lobato 1996).

O estudo de Fagundes *et al.* (2003) avaliou os efeitos de duas cargas animais (CA280 = 280 kg/ha; CA360 = 360 kg/ha) e de duas idades de desmama dos bezerros (DC = desmama a idade convencional aos sete meses de idade; DP = desmama precoce aos três/quatro meses de idade) no comportamento reprodutivo de vacas de corte primíparas de duas composições raciais (½ Nelore ½ Hereford; ¼ Nelore ¾ Hereford). Foram observados os ganhos de peso diários médios (GDM) do pós-parto – à data da desmama convencional, durante o acasalamento, à desmama precoce e à desmama convencional (GPC), a condição corporal (CC) ao início do acasalamento, ao final do acasalamento e na data da desmama convencional, a taxa de prenhez (TP) e o intervalo entre-partos (IEP).

As vacas conduzidas na CA280 tiveram significativamente maiores GMD do que vacas na CA360 nos três períodos estudados. Vacas submetidas ao tratamento de desmama precoce tiveram GPC maiores (P<0,01) do que vacas submetidas ao desmame convencional (0,539 vs. 0,257 kg/dia, respectivamente).

Vacas da CA280 tiveram significativamente maiores condições corporais do início do acasalamento à data da desmama convencional do que vacas da CA360, sendo que vacas submetidas ao desmame precoce apresentaram condição corporal na data da desmama convencional superior (P<0,01) àquela das vacas da desmama convencional sob ambas as cargas animais (4,33 vs. 3,68 para CA280 e 3,14 vs. 2,92 para CA360).

A Tabela 22.7 mostra os índices de prenhez por carga animal, idade a desmama e grupo racial das vacas. As Figuras 22.5 e 22.6 mostram claramente os efeitos das duas cargas animais sobre a oferta e a altura das espécies forrageiras. Portanto, a carga animal menor permitiu, com base na maior oferta e altura de pasto, que as vacas apresentassem maiores recuperações de peso e condição corporal no pós-parto, determinando melhores taxas de reconcepção, e menores intervalos entre-partos.

A composição racial das vacas não influenciou significativamente o GDM e a condição corporal das vacas no período experimental. A TP da CA280 (67,56%) foi significativamente superior (P<0,05) a da CA360 (22,56%), bem como o seu IEP foi significativamente inferior (P<0,05) ao da CA360 (395,4 vs. 409,9 dias).

Este trabalho demonstra e comprova, com a carga animal de 360 Kg/ha exigida pelo INCRA, ser o excesso de carga animal o causador de fome dos rebanhos, e assim, determinante de baixos e anti-econômicos índices reprodutivos.

O Prof. Fraser (1980) diz serem os sentimentos de fome, sede, raiva e dor determinantes de estresse, o qual não deve ocorrer para um maior bem estar animal, produtividade e qualidade do produto. Portanto, as tradições antigas de altas cargas ou as normas governamentais recentes obrigam os produtores a fazer os seus rebanhos passarem fome, desrespeitando os princípios do comportamento e do bem estar animal.

Tabela 22.7 | Taxas de prenhez das vacas conforme as cargas animais, idades de desmama e composições racial das vacas (Fagundes *et al.* 2003).

Fonte de Variação	Taxa de prenhez (%)
Carga Animal (kg/ha)	
280	67,56[a]
360	22,56[b]
Idade de Desmama	
Convencional	45,83[a]
Precoce	41,37[a]
Composição racial da vaca	
½ Nelore ½ Hereford	47,06[a]
¼ Nelore ¾ Hereford	41,86[a]

a, b na coluna, dentro de cada fonte de variação, diferem (P<0,05) pelo teste de Qui-quadrado.

Pötter & Lobato (2003) utilizaram 92 vacas primíparas aos três anos de idade (46 Braford – 46 Hereford), manejadas em campo nativo nas cargas animais (CA) de 240 kg/ha (T1) e 320 kg/ha (T2), de 01.09.00 a 06.03.01, ou em pastagem melhorada de azevém (*Lolium multiflorum L.*) na CA de 400 kg/ha (T3), por 80 dias pós-parto e, posteriormente, em CA em campo nativo igual a T2 até o desmame a idade convencional (06.03.01). A estação de acasalamento transcorreu de 23.11.00 a 15.02.01. O desmame precoce (DP) foi realizado em 46 vacas em 01.01.01. Os pesos ao parto (PP), ao início do acasalamento (PIA) e ao final do acasalamento (PFA) não foram influenciados (P>0,05) pelos tratamentos. Entretanto, os tratamentos influenciaram significativamente (P<0,01) as condições corporais nos mesmos momentos acima citados.

As vacas Braford tiveram PP, PIA e PFA significativamente superiores (P<0,01) em relação às vacas Hereford. A taxa de prenhez (TP), o intervalo entre partos (IEP) e o parto-concepção (IPC) não foram influenciados (P>0,05) pelo DP. A TP não foi influenciada (P>0,05) pelos tratamentos (T1= 93,8%; T2= 90,6%; T3= 100%), nem pelo DP (DP= 97,8%; DC= 91,3%, Tabela 22.8).

Contudo, na Tabela 22.9 mostra-se que aos 21 dias após o início do acasalamento, 15,6% e 17,9% das vacas do T1 e T3, respectivamente, encontravam-se prenhes, enquanto que nenhuma vaca (0,0%) do T2 havia concebido (P<0,05). Aos 42 dias após o início do acasalamento, 46,9% e 71,4%, respectivamente do T1 e T3 encontravam-se prenhes, contra 37,5% das vacas do T2 (P<0,05). As vacas do T3 tiveram IEP (386,8 dias) e IPC (101,8 dias) significativamente (P<0,01) menores do que as vacas do T2 (399,0 e 114,0 dias, respectivamente). O T1 teve IEP (390,9 dias) e IPC (105,9 dias) intermediários, não diferindo (P>0,05) dos demais tratamentos.

Os ajustes da época de acasalamento e, por conseguinte, a parição subseqüente, devem ser ajustados de acordo com a disponibilidade forrageira, procurando a máxima eficiência do rebanho de cria como um todo (Lobato 1999). Isto se deve ao fato de que vacas

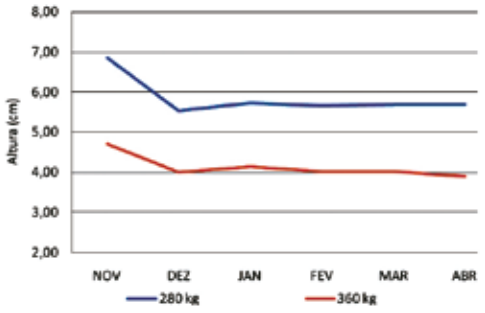


Figura 22.5 Altura da forragem durante o período experimental segundo a carga animal (Fagundes *et al.* 2003).

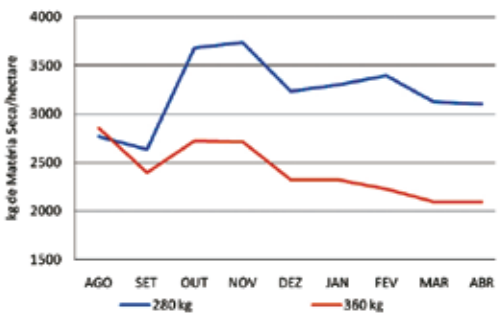


Figura 22.6 Disponibilidade de forragem durante o período experimental segundo a carga animal (Fagundes *et al.* 2003).

que concebem no início da estação de monta possuem um maior percentual de repetição de cria no ano subseqüente.

Desta forma podemos concluir que todas os animais possuem desempenhos desejáveis quando proporcionamos boas condições de meio ambiente. Mas, como a produção de terneiros deve ser em campos nativos, os resultados mostram que com menores cargas animais, nunca 360kg ou mais, mas oscilando de 240 a 320kg de peso vivo por hectare, índices muito superiores são alcançados.

Independente de município e especialmente o solo, em que foi conduzido o trabalho, e do clima no período em estudo, é notória a maior prenhez quando se usam cargas animais menores a 320kg/ha. Mais evidente ainda é a péssima resposta à carga de 360kg/ha que os índices de lotação definidos pelo INCRA impingem aos produtores em quase todo o Rio Grande do Sul, desconsiderando os solos, clima e outros fatores de produção.

A Figura 22.7, extraída de Beretta *et al.* (2002), mostra três variáveis determinantes de produtividade em pecuária de corte de ciclo completo. Ali estão idades de abate de novilhos e de primeiro serviço em novilhas, além do fundamental desempenho reprodutivo das vacas de cria, sendo estas manejadas totalmente em pastagens naturais. Evidencia três variáveis em suas respostas combinadas o desempenho necessário para maior resposta econômica (Fig. 22.8).

Todo o conhecimento alcançado ao longo destas décadas corrobora a máxima do pesquisador José Germano Stämmel, outro pioneiro no estudo da pecuária sobre as pastagens naturais, "passam-se secas e geadas, mas as pastagens naturais continuam produzindo."

O legado do professor Ismar Barreto e os esforços de todos os que o sucederam levaram a uma melhora efetiva dos índices reprodutivos obtidos pelos produtores, com a redução da idade de primeiro serviço e a de abate de novilhos, melhorando a qualidade do produto em oferta durante os 12 meses do ano e terminando com a entressafra. A partir do bovino como um todo, não somente a carne saudável, movimenta-se parte considerável da economia do Rio Grande do Sul e do Brasil e ao mesmo tempo conserva-se o Bioma Pampa.

Tabela 22.8 | Porcentagem de prenhez (%) conforme os tratamentos, a idade de desmame e a raça das vacas (Pötter & Lobato 2003).

	DP		DC		
	Hereford	Braford	Hereford	Braford	Média
T1	100,0[a]	100,0[a]	100,0[a]	75,0[a]	93,8[a]
T2	100,0[a]	87,5[a]	87,5[a]	87,5[a]	90,6[a]
T3	100,0[a]	100,0[a]	100,0[a]	100,0[a]	100,0[a]
Média	100,0[a]	95,6[a]	95,6[a]	86,9[a]	
Média	97,8[a]		91,3[a]		

a, b: Médias seguidas de letras iguais, na mesma linha ou coluna, não diferem (P>0,05).

Tabela 22.9 | Taxa de prenhez (%) ao longo da estação de acasalamento conforme os tratamentos (Pötter & Lobato 2003).

	Dias após o início do acasalamento		
Tratamentos	21	42	63
T1	15,6[a]	46,9[AB]	87,5[a]
T2	0,0[b]	37,5[B]	87,5[a]
T3	17,9[a]	71,0[A]	96,4[a]
Média	11,2	45,7	90,5

a,b: na coluna diferem significativamente (P<0,05)
A,B: na coluna diferem significativamente (P<0,01)

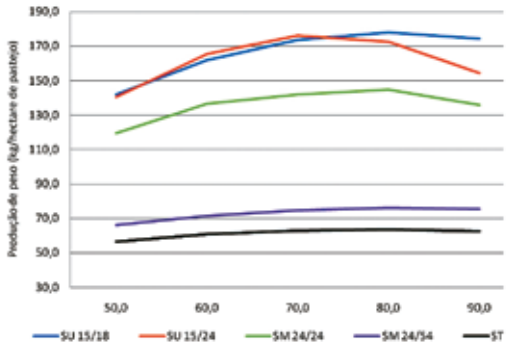


Figura 22.7 Produção de peso por hectare de pastejo em sistemas pecuários de ciclo completo diferindo na taxa de natalidade do rebanho de cria, na idade ao primeiro parto das fêmeas: quatro anos (ST), três anos (SM) ou dois anos (SU), e na idade de abate dos novilhos: 54 meses (ST e SM 24/54), 24 meses (SM 24/24 e SU 15/24) e 18 meses (SU 15/18) (Beretta *et al.* 2002).

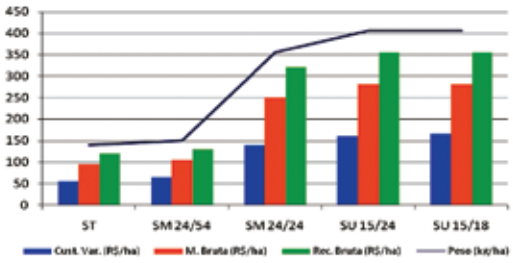


Figura 22.8 Produção de peso, receita bruta, margem bruta e custos variáveis por hectare de pastejo para os sistemas pecuários tradicionais (ST), melhorados (SM) e de um ano de idade (SU) (Beretta *et al.* 2002).

Referências

Barcellos J.M. , Garcia J.T.C., Chagas E.C. *et al*. 1967. Estação Experimental Cinco Cruzes. In: *Boletim Técnico Circular*. Ministério da Agricultura-DNPEA, Cinco Cruzes.

Barreto I.L., Scholl J.M., Lobato J.F.P. & al. e. 1974. Aveia e trevo branco introduzidos em pastagens permanentes de estação quente como forma de produção de forragem durante o período invernoso. In: *XII Reunião Anual da Sociedade Brasileira de Zootecnia*. SBZ, Fortaleza, CE.

Beretta V., Lobato J.F.P. & Mielitz Netto C.G.A. 2002. Produtividade e eficiência biológica de sistemas de produção de gado de corte de ciclo completo no Rio Grande do Sul. *Revista Brasileira de Zootecnia* 31: 991-1001.

Boldrini I.I. 1997. Campos do Rio Grande do Sul: caracterização fisionômica e problemática ocupacional *Boletim do Instituto de Biociências UFRGS* 56: 1-39.

Cachapuz J.M.S., Lobato J.F.P. & Leboute E.M. 1990. Efeitos de pastagens melhoradas e suplementos alimentares no comportamento reprodutivo de novilhas com primeira cria. *Pesquisa Agropecuária Brasileira* 25: 445-454.

Fagundes J.I.B., Lobato J.F.P. & Schenkel F.S. 2003. Efeito de duas cargas animais em campo nativo e de duas idades à desmama no desempenho de vacas de corte primíparas. *Revista Brasileira de Zootecnia* 32: 1722-1731.

Fraser A.F. 1980. *Farm animal behaviour*. 2 ed. Baillière Tindall, Londres, 280 p.

Gottschall C.S. & Lobato J.F.P. 1996. Desempenho pré-desmama de terneiros de corte, filhos de vacas primíparas submetidas a três lotações em campo nativo. *Revista Brasileira de Zootecnia* 25: 36-45.

Hodgson J. 1991. *Grazing management. Science into Practice*. Longman Scientific of Technical, New York, 203 p.

Lobato J.F.P. 1999. Considerações efetivas sobre seleção, produção e manejo para maior produtividade dos rebanhos de cria. In: *Produção de Bovinos de Corte* (eds. Lobato JFP, Barcellos JOJ & Kessler AM). EDIPURCS: Porto Alegre, pp. 235-286.

Lobato J.F.P., Barreto I.L. & Maraschin G.E. 1979. Produção de matéria seca e ganho de peso de terneiras no terceiro ano de semeadura de aveia na pastagem natural com o Trifolium Vesiculosum Savi cv. Yuchi ou com adubação nitrogenada. In: *XVI Reunião Anual da Sociedade Brasileira de Zootecnia*, Curitiba,PR, pp. 91-100.

Lobato J.F.P., Deresz F., Leboute E.M., Pereira Neto O.A. & al. e. 1998a. Pastagens melhoradas e suplementação alimentar no comportamento reprodutivo de vacas de corte primíparas. Revista Brasileira de Zootecnia, Viçosa, v. 27, n. 1, p. 47-53, 1998a. In: *Revista Brasileira de Zootecnia*, Viçosa, pp. 47-53.

Lobato J.F.P., Zanotta Jr J.R. & Pereira Neto O.A. 1998b. Efeitos das dietas pré e pós-parto na eficiência reprodutiva de vacas primíparas de corte. *Revista Brasileira de Zootecnia* 27: 857-862.

Magalhães F.R. & Lobato J.F.P. 1991a. Efeitos da utilização de pastagem e da idade ao primeiro parto no desempenho reprodutivo de novilhas de corte. In: *28 Reunião Anual da Sociedade Brasileira de Zootecnia*. SBZ, João Pessoa, p. 424.

Magalhães F.R. & Lobato J.F.P. 1991b. Influência do estado corporal no desempenho reprodutivo de novilhas de corte. In: *28 Reunião Anual da Sociedade Brasileira de Zootecnia*. SBZ, João Pessoa, p. 437.

Müller L. & Primo A.T. 1986. Influência do regime alimentar no crescimento e terminação de bovinos e na qualidade da carcaça. *Pesquisa Agropecuária Brasileira* 21: 445-452.

Pötter B.A.A. & Lobato J.F.P. 2003. Desempenho e características quantitativas de carcaça de novilhos Braford desmamados aos 100 ou 180 dias de idade e abatidos aos 13-14 meses. *Revista Brasileira de Zootecnia* 32: 1220-1226.

Quadros S.A.F. & Lobato J.F.P. 1996. Efeito da lotação no comportamento reprodutivo de vacas de corte primíparas. *Revista Brasileira de Zootecnia* 25: 22-35.

Scholl J.M., Lobato J.F.P. & Barreto I.L. 1976. Improvement of pasture by direct seeding intonative grass in Southern Brazil with oats, and with nitrogen supplied by fertilizer or arrowleaf clover. *Turrialba* 26: 144-149.

Simeone A. & Lobato J.F.P. 1996. Efeito da lotação animal em campo nativo e do controle da amamentação no comportamento reprodutivo de vacas de corte primíparas. In: *Revista Brasileira de Zootecnia*. SBZ, Viçosa, pp. 1216-1227.

Valter Pöter. Estância Guatambú, Dom Pedrito, RS.

Parte 4

Bases para políticas econômicas e ambientais e o futuro dos Campos

Valério Pillar. Campos da região do Arroio Sarandi, entre Quaraí e Santana do Livramento, RS.

4

Parte 4
Bases para políticas econômicas e ambientais e o futuro dos Campos

Nesta seção são apresentados dados numéricos, exemplos de outras regiões campestres e reflexões acerca da sustentabilidade da pecuária associada à conservação dos Campos Sulinos. São destacados alguns problemas recorrentes associados aos usos e à conservação de sistemas naturais, apontando resultados e aspectos que possam servir de base para políticas econômicas, sociais e ambientais fundamentalmente associadas ao FUTURO DOS CAMPOS – tema central do Simpósio em que foi lançado este livro.

Inicialmente é apresentado o cenário atual da cobertura vegetal do Rio Grande do Sul, com enfoque na vegetação campestre. É uma situação que remete à necessidade de planejamento e cautela frente às atuais taxas de expansão agrícola sobre os campos, fato que não é exclusivo a esse Estado. Em seguida são apresentados dados sobre espécies exóticas invasoras, tais como o capim-annoni e outros arbustos e árvores. Além dos aspectos ecológicos associados às comunidades vegetais invadidas, também são levantadas questões culturais e sócio-econômicas relevantes aos sistemas e à região como um todo.

As diversas formas de uso da terra e as relações do homem com os ecossistemas nos quais se inserem as comunidades humanas refletem respostas ambientais – mudanças nos sistemas, que podem ser mais ou menos danosas às espécies nativas e à paisagem natural como um todo. Exemplos de situações documentadas para as pastagens da Europa e da Argentina são apresentados nesta seção. Para os Campos sul-brasileiros é mostrado um panorama geral sobre as iniciativas para conservação.

Finalmente são apresentadas possibilidades econômicas de bovinocultura – usando como exemplo o Rio Grande do Sul – como forma de manutenção dos Campos, seus ecossistemas e cultura associada. Os desafios para a conservação são crescentes e a valorização da pecuária como forma de uso sustentável – econômico, social e ambiental – é discutida em meio à contextualização dos modelos econômicos atualmente impostos, que erroneamente visualizam regiões que ainda mantêm consideráveis proporções de paisagens naturais como “atrasadas”.

Capítulo 23

Cobertura vegetal atual do Rio Grande do Sul

José Luís Passos Cordeiro[1] & Heinrich Hasenack[2]

Introdução

O primeiro mapeamento de vegetação do Rio Grande do Sul abrangendo a totalidade de seu território foi realizado pelo projeto RADAMBRASIL na década de 1970 e publicado parcialmente em 1986, na escala 1:1.000.000 (IBGE 1986). Anos mais tarde o governo do Estado do Rio Grande do Sul (RS), num esforço que reuniu várias instituições, organizou em meio digital as cartas de trabalho (escala 1:250.000) do mapeamento do RADAMBRASIL incluindo também a porção norte do Estado, volume ainda não publicado.

O Manual Técnico da Vegetação Brasileira IBGE (1992) identifica para o RS quatro regiões fitoecológias florestais: Floresta Ombrófila Densa, Floresta Ombrófila Mista, Floresta Estacional Decidual e Floresta Estacional Semidecidual. Esta nomenclatura e principalmente sua delimitação espacial não são tão questionadas quanto a terminologia e delimitação empregadas por IBGE (1992) para as regiões campestres do Estado.

Segundo Waechter *et al.* (2003), nos sistemas de classificação vegetacional publicados por pesquisadores vinculados ao Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística (IBGE), os Campos sul-brasileiros foram denominados de savanas e estepes, visando uma concordância com terminologias internacionais. Os limites geográficos de savanas e estepes, além de savanas estépicas ou estepes savânicas (parques de leguminosas), têm tido uma interpretação variada nessas publicações, criando uma certa confusão. Interessantes discussões sobre essas terminologias foram publicadas por Marchiori (2002, 2004).

IBGE (1992) propõe um esquema de classificação para as regiões campestres do Estado onde os campos do Rio Grande do Sul são incluídos em apenas duas regiões fitoecológicas: Savana Estépica e Estepe (Fig. 23.1), sendo o termo Savana, que era anteriormente utilizado pelo Projeto RADAM-

Foto de abertura: Parque Estadual do Espinilho, Barra do Quarai, RS. Acervo Labgeo/Centro de Ecologia da UFRGS.

1 FIOCRUZ Programa Institucional Biodiversidade e Saúde, Av. Brasil, 4036; CEP 21040-361 Rio de Janeiro, RJ. E-mail: zeluis@fiocruz.br
2 UFRGS, Centro de Ecologia, Av. Bento Gonçalves, 9500/43411; CEP 91501-970 Porto Alegre, RS.

BRASIL para denominar grande parte dos campos do RS, reservado às formações abertas do Brasil Central e Amazônia.

O Ministério do Meio Ambiente, através da Secretaria de Biodiversidade e Florestas e com recursos do Programa de Conservação e Utilização Sustentável da Diversidade Biológica Brasileira (PROBIO), apoiou equipes em todo o Brasil, subdivididas por biomas, no mapeamento da cobertura vegetal dos biomas brasileiros. Este mapeamento adotou o sistema fitoecológico brasileiro para caracterizar a vegetação (IBGE 1992). Desta forma o RS foi mapeado por duas equipes, uma responsável pelo bioma Pampa e outra pelo Mata Atlântica (Fig. 23.2), que adotaram metodologias diferentes em seus mapeamentos. O mapeamento da cobertura vegetal do RS, executado pela mesma equipe responsável pelo bioma Pampa, teve como principal objetivo mapear a vegetação do Estado através de metodologia única, além de revisar os limites das regiões fitoecológicas propostas pelo Projeto RADAMBRASIL (IBGE, 1986) e IBGE (1992).

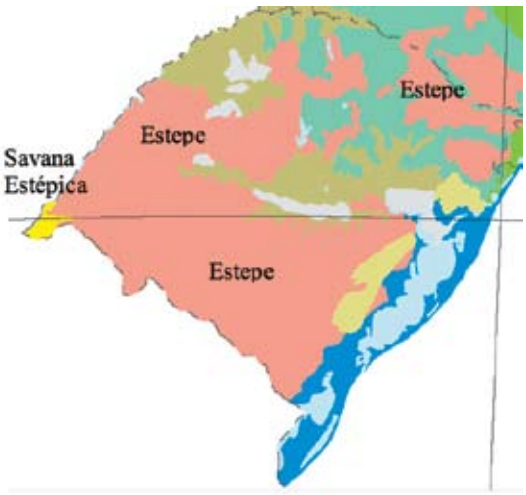


Figura 23.1 Regiões fitoecológicas campestres (IBGE 2004).

Figura 23.2 Representação dos biomas no RS (IBGE 2004).

Metodologia

Mapeamento de uso e cobertura do solo

Para o mapeamento da cobertura vegetal do Rio Grande do Sul foram utilizadas 22 imagens do satélite Landsat 5 TM e 7 ETM+, ano base 2002 (1999, 1; 2000, 1; 2001, 3: 2002, 11 e 2003, 6 imagens). Estas imagens foram cedidas pelo Ministério do Meio Ambiente já georreferenciadas (Sistema de Projeção UTM, Datum Horizontal SAD69).

Inicialmente, as imagens foram mosaicadas para a produção de um arquivo único para todo o Estado. Para a interpretação, este mosaico foi recortado em 29 cartas-imagem com base no mapeamento sistemático brasileiro na escala 1:250.000. Para cada janela de mapa foram geradas duas composições coloridas em falsa-cor utilizando-se as bandas 3, 4 e 5 das imagens Landsat. Uma primeira com a combinação RGB 543 e uma segunda com a combinação RGB 453.

As classes de cobertura do solo foram obtidas por interpretação visual em tela, com auxílio do programa CartaLinx (Clark Labs©), correspondendo a uma caracterização fisionômica da paisagem. As áreas com cobertura vegetal original foram identificadas sobre as composições coloridas ampliadas em tela na escala 1:50.000. A área mínima mapeável correspondeu a manchas ou fragmentos cujo eixo maior foi igual ou superior a cinco milímetros na escala de interpretação (250 metros na escala 1:50.000).

O processo de interpretação teve início com a identificação dos corpos d'água e das formações florestais sobre as composições coloridas na combinação RGB453, pela facilidade de identificação das fisionomias florestais neste arranjo de bandas. Posteriormente, usando a combinação RGB543, foram identificados os demais tipos de cobertura do solo, totalizando 32 classes de uso e cobertura do solo. A este conjunto de classes foi estabelecido um paralelo com a nomenclatura proposta pelo Manual Técnico da Vegetação Brasileira (IBGE 1992).

A classificação foi verificada no campo em oito expedições, com duração média de quatro dias, cobrindo as diferentes fisionomias do Estado. A edição final do mapeamento foi realizada no programa ArcView GIS 3.2 (ESRI©), possibilitando a produção de mapa único para o Estado em formato de arquivo passível de utilização na maioria dos sistemas de geoprocessamento.

As imagens foram interpretadas buscando identificar categorias que indicassem um domínio fisionômico florestal ou campestre, além de dar uma idéia do grau de pressão antrópica sobre a formação. Tanto as formações campestres quanto as formações florestais apresentam algum grau de alteração em relação às suas características originais. O grau de alteração foi utilizado como critério para definir a inclusão da classe de cobertura como cobertura vegetal natural.

As áreas campestres ou florestais sem qualquer modificação antrópica são muito pequenas. Mesmo Unidades de Conservação com predomínio de formações campestres como a Reserva Biológica do Ibirapuitã e o Parque Estadual do Espinilho apresentam algum tipo de pressão antrópica, especialmente por pecuária. Assim, foram considerados remanescentes da vegetação original também aquelas áreas cujo uso tenha mantido aspectos fisionômicos similares à condição original. Desta forma, os campos nativos com uso pecuário extensivo foram considerados como cobertura seminatural. Entretanto, áreas campestres que apresentam sinais de terem sido utilizadas em passado recente com atividade agrícola foram consideradas áreas de influência antrópica. Evidências deste uso agrícola são canais de drenagem/irrigação e taipas decorrentes do cultivo de arroz irrigado em áreas de banhados e campos úmidos, bem como terraços nos campos secos. Áreas frágeis, apresentando solo parcialmente ou totalmente exposto, ravinamento e voçorocamento em áreas de pecuária extensiva, também foram consideradas antrópicas em função do grau de degradação decorrente do excesso de pastoreio.

Adicionalmente, foi identificado um tipo de vegetação denominado transição, que corresponde a áreas com presença de formação herbáceo-arbustiva nativa com uso pecuário (seminatural) e floresta nativa. Paisagem típica da região do Escudo Sul-Rio-Grandense, ocorrendo sobre solos rasos com afloramentos rochosos. Além do uso pecuário, há cultivos de fumo e de subsistência numa matriz fundiária de pequenas e médias propriedades. Pela pequena extensão dos cultivos, nem sempre foi possível identificá-los na escala de interpretação.

Paralelamente ao mapeamento da cobertura do solo, procedeu-se a delimitação das regiões fitoecológicas, visando caracterizar a vegetação segundo metodologia proposta pelo IBGE (IBGE 1992). Para tal, tomou-se por base as regiões fitoecológicas do IBGE (Projeto RADAMBRASIL), atualizadas tematicamente em 2004 (IBGE 2004). A possibilidade de integração do modelo numérico do terreno (SRTM) com imagens Landsat de resolução espacial maior e posicionamento espacial melhor do que as imagens de radar utilizadas no projeto RADAMBRASIL, permitiram delimitar com maior detalhe as regiões fitoecológicas. A região fitoecológica da Savana Estépica teve sua área ampliada. O critério utilizado para a nova delimitação foi a ocorrência da *Acacia caven*. Na porção nordeste da Região observa-se que a diminuição da ocorrência da *Acacia* é acompanhada de um aumento da freqüência da *Araucaria angustifolia* nos capões de mata (Estepe). Teve-se, assim, como resultado preliminar, um mapa da cobertura vegetal atual e outro das regiões fitoecológicas do Estado. Este indica a vegetação pretérita enquanto aquele indica o tipo e a intensidade de uso da terra. A combinação destas informações permite identificar os locais onde ainda há cobertura total ou parcial de vegetação natural ou seminatural, como também áreas nas quais a vegetação pretérita foi totalmente removida.

A cobertura vegetal original representa uma reconstituição da vegetação pretérita pré-européia. Esta reconstituição teve como base o mapeamento de cobertura vegetal atual aqui apresentado, onde a vegetação pretérita potencial foi atribuída visualmente a cada mancha ao longo do processo de interpretação das imagens de satélite, tendo-se como critério principal sua posição no terreno em relação a distribuição conhecida das Regiões Fitoecológicas apresentadas no mapeamento do Projeto RADAMBRASIL na escala 1:250.000 (IBGE 2003).

Tabela 23.1 | Descrição das métricas de paisagem utilizadas.

Métrica	Sigla	Descrição
Área total da classe	AREA	Soma das áreas, em km², de todas as manchas de uma classe
Representatividade da Classe	REP	Representatividade da classe na paisagem (região fitoecológica) em porcentagem
Número de Fragmentos	NF	Número total de fragmentos de uma determinada classe
Área Média dos Fragmentos	AMF	Área média dos fragmentos de uma classe em km²
Desvio Padrão	DP	Desvio padrão da área média dos fragmentos de uma classe
Domínio Espacial na Classe	DOM	Porcentagem da área total da classe (AREA) coberta pela maior mancha da mesma classe
Domínio Espacial na Paisagem	DOMP	Porcentagem da área total da paisagem (todas as classes) representada pela área da maior mancha de classe
Perímetro Total de Borda	PT	Soma dos perímetros em metros (m) das manchas de uma classe
Densidade de Borda	DB	Densidade de borda de cada classe em m/km². Expresso pela equação DB=CBT/Área total da paisagem. Corresponde a uma medida do grau de
Comprimento Médio de Borda	CMB	Comprimento médio do perímetro das manchas de uma determinada classe. CMB=PT/NF

Tabela 23.2 | Classes de uso e cobertura do solo reclassificadas em categorias de antropismo.

CLASSE	DESCRIÇÃO	REMANESCENTE
Campo nativo seco	Formação herbácea nativa em solo bem drenado com uso pecuário. Apresenta boa cobertura do solo e ausência de cultivos ou evidência de uso agrícola passado (curvas de nível, drenos, etc.)	Vegetação Natural ou Seminatural Campestre
Campo nativo úmido	Formação herbácea nativa em solo mal drenado com uso pecuário. Apresenta boa cobertura do solo e ausência de cultivos ou evidência de uso agrícola passado (curvas de nível, drenos, etc.)	Vegetação Natural ou Seminatural Campestre
Banhado	Formação herbáceo-arbustiva nativa, típica de áreas úmidas.	Vegetação Natural ou Seminatural Campestre
Duna litorânea	Depósito eólico litorâneo de sedimento arenoso. Colinas de areia móvel, depositadas pela ação do vento	Vegetação Natural ou Seminatural Campestre
Praia fluvial	Faixa arenosa de influência fluvial	Vegetação Natural ou Seminatural Campestre
Praia marinha	Faixa arenosa de influência marinha	Vegetação Natural ou Seminatural Campestre
Mata nativa	Floresta nativa primária ou em estágio sucessional avançado	Vegetação Florestal nativa
Mosaico de campo e mata nativa	Área com presença de formação herbáceo-arbustiva nativa com uso pecuário e floresta nativa. Área de Tensão Ecológica. Paisagem típica da região do Escudo Sul-Rio-Grandense, ocorrendo sobre solos rasos com afloramentos rochosos.	Vegetação de Transição natural ou seminatural
Água	Açudes, barragens, lagoas e lagunas.	Corpo d'água natural
Silvicultura	Cultivos de pinus, eucaliptus, araucária e acácia.	Antrópico rural
Campo antrópico	Formação herbácea submetida à alta pressão antrópica (agropecuária), com redução da densidade de cobertura do solo e presença de espécies exóticas forrageiras, constituindo uma cobertura vegetal descontínua e pouco densa. Áreas em pousio com presença de evidências da sistematização para o cultivo de arroz (curvas de nível, drenos, etc.).	Antrópico rural
Agricultura irrigada	Cultivo de arroz e solos preparados em várzeas	Antrópico rural
Agricultura de sequeiro	Cultivo anual não irrigado	Antrópico rural
Uso misto	Cultivos variados em pequenas parcelas	Antrópico rural
Mancha urbanizada	Cidades, vilas, etc.	Antrópico urbano

Análise temporal

As análises foram conduzidas com o objetivo de quantificar espacialmente a evolução do uso e ocupação do solo sobre a cobertura pretérita pré-européia do RS. Para isso foi utilizado como base as Regiões Fitoecológicas revisadas e apresentadas por este capítulo a qual foram confrontados os resultados dos mapeamentos de uso e cobertura atual (ano base 2002), assim como o produzido a partir das cartas originais do Projeto RADAMBRASIL (IBGE 1986) fruto da interpretação visual, na escala 1:250.000, de imagens de radar do ano de 1976.

Métricas de Paisagem

Para auxiliar na caracterização da cobertura vegetal do RS foram empregadas métricas de paisagem (Tab. 23.1), através do módulo Patch Analyst 3.1 no SIG ArcView 3.2 (ESRI©), sobre as Regiões Fitoecológicas identificadas para o Estado. Nestas análises as 32 classes de uso e cobertura do solo foram reclassificadas em 15 classes e a estas, conforme MMA (2007), relacionadas categorias de grau de antropismo: (i) vegetação natural ou seminatural campestre, (ii) vegetação florestal nativa, (iii) corpo d'água natural, (iv) vegetação de transição natural ou seminatural, (v) antrópico rural ou (vi) antrópico urbano (Tab. 23.2). Adicionalmente, algumas regiões fitoecológicas foram subdivididas em blocos quando estes foram relevantes para uma melhor caracterização de cada Região.

Resultados e discussão

Panorama geral

O Rio Grande do Sul (RS) tem sua vegetação distribuída em oito (8) regiões fitoecológicas (Tab. 23.3, Fig. 23.3).

Predominam no RS as regiões fitoecológicas campestres, 174.855,17 km^2 (62,2%). Deste valor, 13.154,78 km^2 correspondendo a 4,7% da superfície do Estado, pertence a Áreas das Formações Pioneiras, cuja superfície maior está na planície costeira e é ocupada por superfície líquida das lagoas costeiras e formações campestres sobre terreno arenoso. As regiões fitoecológicas florestais cobrem uma superfície de 93.082,12 km^2, 33,1% do Estado. As Áreas de Tensão Ecológica, uma transição entre regiões fitoecológicas, têm 13.154,78 km^2 (4,7%).

A ocupação antrópica no Estado produziu uma paisagem dominada por fisionomias antrópicas. Restando 31,38% de sua cobertura com características naturais ou seminaturais – considerando o uso pecuário sobre campo nativo como fisionomia seminatural (Tab. 23.3). Entretanto, esta ocupação se deu de forma distinta em cada Região Fitoecológica produzindo paisagens distintas. As Áreas das Formações Pioneiras (P) foram as que mais tiveram sua cobertura vegetal natural removida, restando 15,35%. Seguida das de transição entre regiões fitoecológicas (Áreas de Tensão Ecológica – TN, NE, NP, NPE e ETN) com 15,94% (2.097,03 km^2 de um total de 13.154,78 km^2) de remanescentes de sua cobertura original.

As regiões florestais (D, M, C e F) tiveram sua cobertura vegetal natural removida em 83,02% (restando 16,98% da área original) (Fig. 23.4). Embora representada no Estado com a menor superfície, a Floresta Ombrófila Densa (D) é a melhor conservada (59,54%). Provavelmente, devido a sua localização em áreas bastante íngremes e de difícil acesso para remoção da madeira. Já a Floresta Ombrófila Mista (M) e as estacionais (C e D) possuem hoje menos de um quarto da cobertura original (12,84% para a Ombrófila Mista, 17,97% e 18,77% para a Floresta Estacional Decidual e Semidecidual, respectivamente).

A maior porção de florestas ocorria no norte do Estado, em especial ao longo dos rios Pelotas e Uruguai até a confluência com o rio Ijuí, nas escarpas sul e leste do Planalto Meridional bem

como ao longo dos rios formadores do Guaíba e seus principais afluentes que cortam a escarpa do Planalto (Jacuí, Taquari, Caí e Sinos). Na metade sul do estado as florestas estavam concentradas na encosta oriental da Serra do Sudeste. Estas foram, entretanto, as terras destinadas à colonização européia a partir do início do século XIX e onde hoje se concentram as propriedades com tamanho médio menor.

As regiões da Savana Estépica (T) e da Estepe (E), que cobrem 46,64% do território do Rio Grande do Sul possuem respectivamente 45,24 e 51,79% de cobertura natural e semi-natural. Pela extensão de sua ocorrência no Estado, são as regiões fitoecológicas melhor conservadas. Isto se deve, provavelmente, ao uso predominante com pecuária extensiva sobre pasto nativo, desde os tempos da ocupação portuguesa e espanhola. Entretanto este resultado deve ser interpretado de forma diferenciada quando comparado aos valores de remanescentes encontrados para as regiões florestais (D, M, C e F), pois se aplicarmos o mesmo critério de ausência de qualquer sinal de uso antrópico, na escala de interpretação, usado para identificar as manchas remanescentes nas regiões florestais (D, M, C e F) o valor de cobertura natural é reduzido de 45,24% para 4,48% na Savana Estépica (T) e de 51,79% para 8,84% na Estepe (E). O que resulta em uma redução total para o Estado dos 31,33% (Tab. 23.3) de remanescentes para 12,54% de cobertura ainda natural.

▼ Tabela 23.3 | Proporção da superfície ocupada pelas regiões fitoecológicas, número de manchas e cobertura natural do Estado do Rio Grande do Sul.

Região Fitoecológica	Sigla	Área no RS (km²)	Número de manchas*	Porcentagem da área do RS (%)	Cobertura natural atual (%)**
Floresta Ombrófila Densa	D	1.218,34	154	0,43	59,54
Floresta Ombrófila Mista	M	29.875,26	26	10,63	12,84
Floresta Estacional Semidecidual	F	13.296,71	8	4,73	18,77
Floresta Estacional Decidual	C	48.691,81	55	17,32	17,97
Savana Estépica	T	65.779,88	34	23,40	45,24
Estepe	E	65.314,32	34	23,24	51,79
Área das Formações Pioneiras	P	43.760,97	115	15,57	15,35
Área de Tensão Ecológica Savana Estépica – Floresta Estacional	TN	2.132,21	6	0,76	26,60
Área de Tensão Ecológica Floresta Estacional – Estepe	NE	8.941,26	21	3,18	13,69
Área de Tensão Ecológica Floresta Estacional – Formações Pioneiras	NP	429,66	1	0,15	2,96
Área de Tensão Ecológica Floresta Estacional – Formações Pioneiras – Estepe	NPE	1.589,84	3	0,57	16,10
Área de Tensão Ecológica Estepe – Savana Estépica – Floresta Estacional	ETN	61,82	1	0,02	59,85
Total		**281.092,07**	**458**	**100,00**	**31,38**

*Equivale ao número de manchas formadoras da região em questão.
**Porcentagem da região com cobertura natural ou seminatural terrestre. Sendo que os valores de cobertura natural de água expressivos apenas para a Área das Formações Pioneiras que somados aos 15,35% totaliza 50,42% de cobertura do solo original terrestre e água.

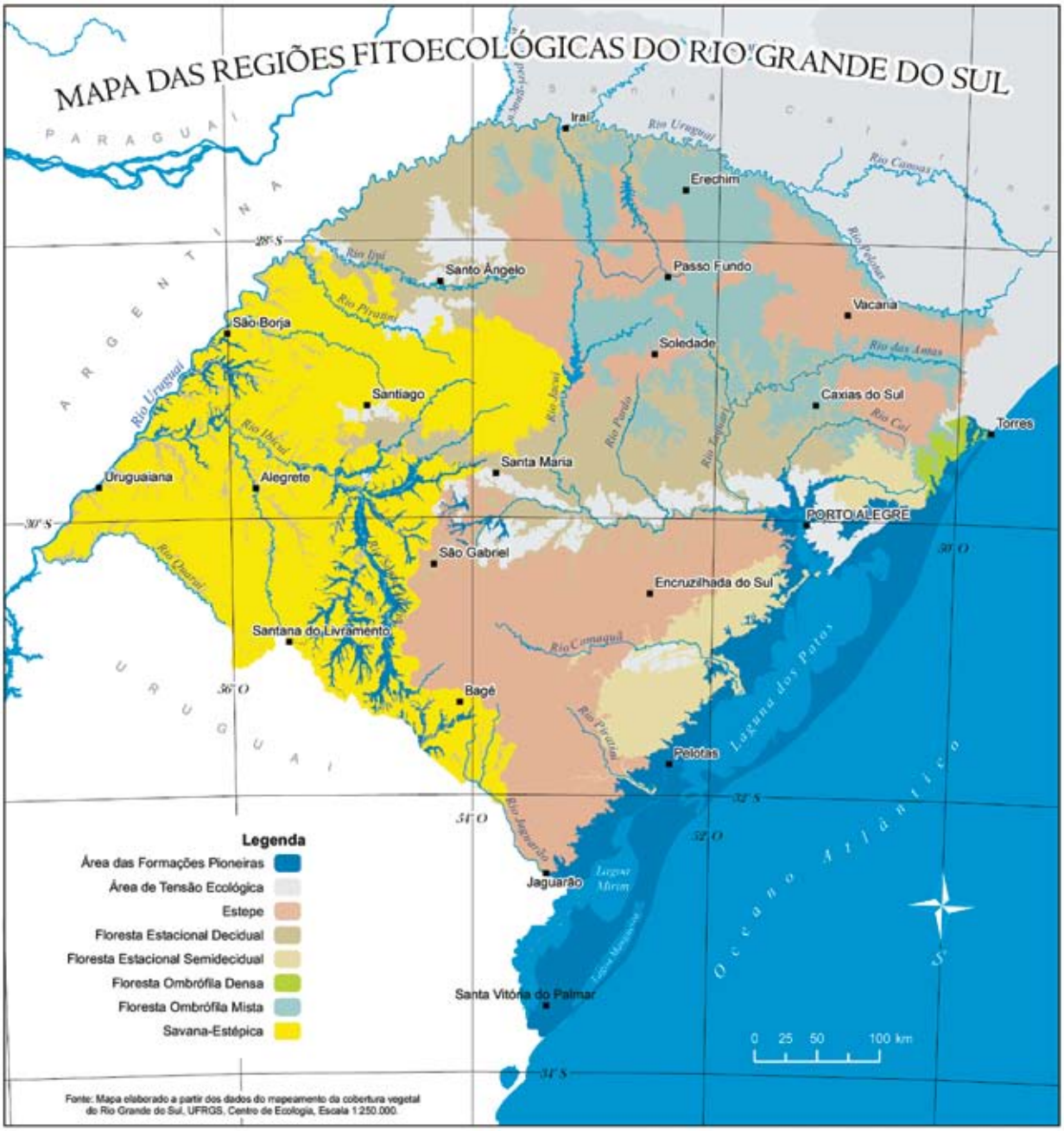


Figura 23.3 Mapa das regiões fitoecológicas do Rio Grande do Sul (veja explicações metodológicas no texto).

Análise temporal

O resultado da comparação entre RADAMBRASIL 1:250.000 (IBGE 1986, 2003) e o Mapa de vegetação do RS (ano base 2002) mostra um decréscimo de 20,68% (22.816,05 km²) na cobertura natural para o período analisado (1976-2002) (Tab. 23.4). O que corresponde a uma taxa de perda anual de 845,04 km² por ano. Entretanto este comportamento foi completamente distinto entre as regiões florestais e campestres. A perda de área natural se deu sobre as regiões fitoecológicas campestres do Estado (T, E e P), representando 27.350,42 km² convertidos basicamente para agricultura, 15,63% de redução na cobertura original em 27 anos (1976 - 2002) a uma taxa anual de conversão de 1.012,07 km² por ano. Resultado este completamente diferente ao apresentado pelas regiões florestais (D, M, F e C) onde houve acréscimo nos valores de cobertura original de 3.412,31 km². As Áreas de Tensão Ecológica apresentaram resposta similar a encontrada para as florestas do Estado.

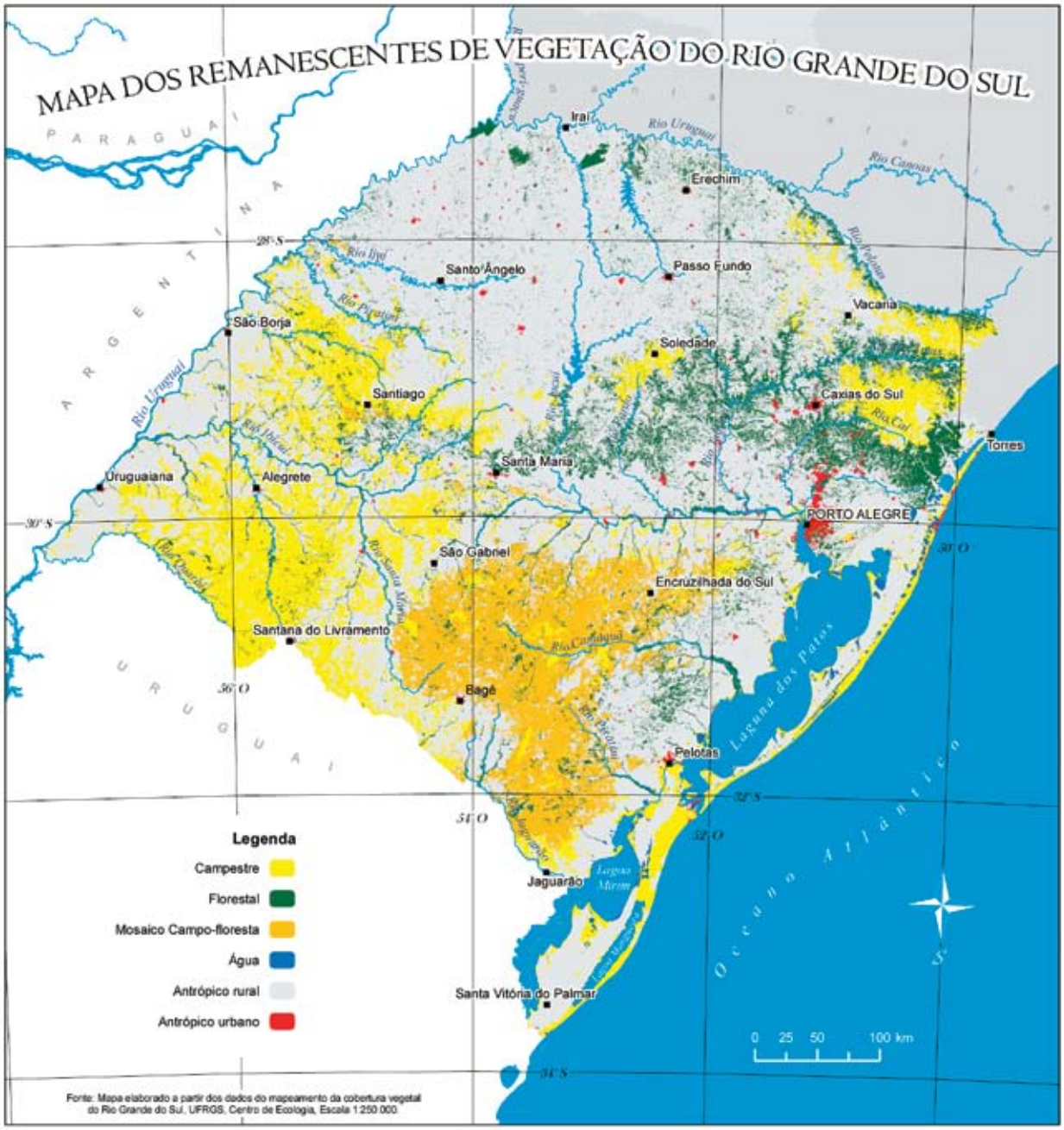


Figura 23.4 Mapa dos remanescentes de vegetação do Rio Grande do Sul (veja explicações metodológicas no texto).

▼ Tabela 23.4 | Proporção da superfície ocupada pelas regiões fitoecológicas do Estado do Rio Grande do Sul. Comparação entre as coberturas naturais e seminaturais entre os mapeamentos do RADAMBRASIL e mapa atual referente ao ano de 2002 para o RS por região fitoecológica

Região Fitoecológica	Sigla	Área (km²)	Cobertura natural (km²)		Cobertura natural (%)		Variação	
			RADAM	Atual (2002)	RADAM	Atual (2002)	km²	%
Floresta Ombrófila Densa	D	1.218,34	386,70	725,41	31,74	59,54	338,71	87,59
Floresta Ombrófila Mista	M	29.875,26	3.083,79	3.836,01	10,32	12,84	752,22	24,39
Floresta Estacional Semidecidual	F	13.296,71	1.907,89	2.495,42	14,35	18,77	587,53	30,79
Floresta Estacional Decidual	C	48.691,81	7.014,58	8.748,43	14,41	17,97	1.733,85	24,72
Savana Estépica	T	65.779,88	51.198,35	29.759,10	77,83	45,24	-21.439.25	-41,87
Estepe	E	65.314,32	36.398,86	33.827,45	55,73	51,79	-2.571,41	-7,06
Área das Formações Pioneiras	P	43.760,97	10.030,93	6.715,65	22,92	15,35	-3.315,28	-33,05
Áreas de Tensão Ecológica		13.154,78	999,46	2.097,03	7,60	15,94	1.097,57	109,82
Total		**281.092,07**	**111.020,55**	**88.061,51**	**39,50**	**31,38**	**-22.816,05**	**-20,55**

Regiões Fitoecológicas

Floresta Ombrófila Densa

Representa um único bloco situado na porção nordeste do Estado totalmente inserida no bioma Mata Atlântica. Composta por 154 manchas (Tab. 23.3), sendo que a maior mancha cobre 92,1% (1.122,52 km²) de sua área total, sendo a grande maioria das 153 manchas restantes formadas artificialmente pelo recorte com o limite do Estado.

Com relação as características da paisagem atual desta Região (Tab. 23.5) o processo de ocupação de sua área produziu uma paisagem ainda dominada por fisionomias florestais (REP=59,49% e DOMP=41,33%). O número de fragmentos (NF=250), mesmo levando-se em consideração o reflexo do recorte pelo limite do Estado demonstra que a paisagem esta atualmente mais fragmentada se comparada a condição original de NF=154. O maior fragmento da categoria Natural Florestal domina ou corresponde a 69,47% (DOM) da área total das fisionomias florestais remanescentes, o que demonstra que o comportamento original de um grande bloco de Floresta ainda ocorre porem com menor expressão.

Floresta Ombrófila Mista

Formada originalmente por 26 manchas contínuas (Tab. 23.3) sendo que a maior destas responde por 64,8% (19.358,76km²) de toda área coberta por Floresta Ombrófila Mista no Estado.

Atualmente esta paisagem encontra-se fragmentada em 4.570 remanescentes florestais (Tab. 23.6). Correspondendo a uma paisagem dominada por fisionomias agrícolas (DOMP=53,75), onde a representatividade da categoria de antropismo Antrópico Rural corresponde a 85,58% de toda área anteriormente coberta por fisionomias naturais da Floresta Ombrófila Mista (REP=85,58). Este domínio é ainda mais expressivo se considerarmos que a maior mancha de Antrópico Rural responde por 62,81% (DOM) de toda sua área na Região, o que reflete o alto grau de homogeneização antrópica da paisagem atual.

▼ Tabela 23.5 | Métricas de paisagem empregadas na caracterização atual da Região Fitoecológica da Floresta Ombrófila Densa do Rio Grande do Sul. Acrônimos de acordo com a Tabela 23.1.

Categoria Antropismo	AREA (km²)	REP (%)	NF	AMF (km²)	DP (km²)	DOM (%)	DOMP (%)	PT (m)	DB (m/km²)	CMB (m)
Natural/seminatural Campestre	0,58	0,05	3	0,19	0,08	51,84	0,02	7.687,2	6,3	2.562,4
Natural Florestal	724,83	59,49	169	4,29	39,95	69,47	41,33	1.490.417,1	1.223,3	8.819,0
Água	0,26	0,02	2	0,13	0,03	60,78	0,01	6.389,6	5,2	3.194,8
Antrópico Rural	490,90	40,29	68	7,22	30,30	47,23	19,03	1.184.058, 9	971,8	17.412,6
Antrópico Urbano	1,76	0,14	8	0,22	0,20	30,81	0,04	18.069,4	14,8	2.258,7
Total	**1.218,34**	**100**	**250**							

▼ Tabela 23.6 | Métricas de paisagem empregadas na caracterização atual da Região Fitoecológica da Floresta Ombrófila Mista do Rio Grande do Sul. Acrônimos de acordo com a Tabela 23.1.

Categoria Antropismo	AREA (km²)	REP (%)	NF	AMF (km²)	DP (km²)	DOM (%)	DOMP (%)	PT (m)	DB (m/km²)	CMB (m)
Natural/seminatural Campestre	244,34	0,82	238	1,03	2,16	7,26	0,06	1.607.244,3	53,8	6.753,1
Natural Florestal	3.591,66	12,02	4.570	0,79	8,30	10,60	1,27	23.193.739,6	776,4	5.075,2
Água	52,47	0,18	110	0,48	1,46	18,48	0,03	1.981.453,4	66,3	18.013,2
Antrópico Rural	25.568,02	85,58	1.185	21,58	473,92	62,81	53,75	33.042.867,9	1.106,0	27884,3
Antrópico Urbano	418,82	1,40	197	2,13	6,64	19,73	0,28	1.539.410,7	51,5	7.814,3
Total	**29.875,31**	**100**	**6.300**							

Floresta Estacional Semidecidual

Disposta em dois grandes blocos, sendo o Bloco Sul o maior (10.137,73 km²) localizado na encosta oriental da Serra do Sudeste (km²) e o outro, o Bloco Norte (3.159,03 km²), no Sudeste do Planalto Meridional.

A paisagem atual da Região foi transformada significativamente em uma paisagem antrópica rural onde 79,97% de sua área total (somados os dois blocos) são cobertas por fisionomias agrícolas.

As fisionomias florestais representam 16,97% da cobertura original, sendo o restante composto por fisionomias campestres (1,27%) e de transição (0,53%) principalmente localizadas no Bloco Sul, já como efeito das fisionomias campestres e de transição da Serra do Sudeste, totalizando os 18,77% de remanescentes da Região. De forma similar ao descrito para a Floresta Ombrófila Mista (Tab. 23.6) a extensão da transformação da paisagem para uma matriz agrícola é expressa por valores elevados de domínio na paisagem pela categoria Antropico Rural (DOMP = 61,71 para o Bloco Norte e DOMP = 45,74 para o Bloco Sul) (Tab. 23.7).

Os remanescentes das matas ciliares do rio Camaquã (fragmentado em 87 manchas) e do rio Piratini (60 fragmentos), na Porção Sul da Floresta Estacional Semidecidual, totalizando 422,9 km² e são responsáveis por 30,17% do total de remanescentes florestais deste Bloco, e por 18,74% do que restou de Floresta Estacional Semidecidual no Estado. Os remanescentes desta floresta totalizam 1.551 fragmentos (1315 no Bloco sul e 236 no Bloco Norte) com tamanho médio de 1,45 km² sendo maiores um pouco no Bloco Norte (AMF=3,68 km²) (Tab. 23.7).

▼ Tabela 23.7 | Métricas de paisagem empregadas na caracterização atual da Região Fitoecológica da Floresta Estacional Semidecidual do Rio Grande do Sul. Acrônimos de acordo com a Tabela 23.1.

Categoria Antropismo Bloco Sul	AREA (km²)	REP (%)	NF	AMF (km²)	DP (km²)	DOM (%)	DOMP (%)	PT (m)	DB (m/km²)	CMB (m)
Natural/seminatural Campestre	156,05	1,17	206	0,76	1,87	11,56	0,18	945.126,5	93,2	4.588,0
Natural Florestal	1.388,41	10,44	1.315	1,06	3,80	6,07	0,83	10.447.248,1	1.030,5	7.944,7
Vegetação de Transição	69,92	0,53	26	2,69	3,10	17,84	0,12	336.140,0	33,2	12.928,5
Água	46,22	0,35	9	5,14	8,54	59,34	0,27	950.824,7	93,8	105.647,2
Antrópico Rural	8.455,97	63,59	336	25,17	301,69	54,84	45,74	11.710.477,7	1.155,1	34.852,6
Antrópico Urbano	21,16	0,16	19	1,11	1,36	24,71	0,05	109.874,9	10,8	5.782,9
Subtotal	10.137,73	76,24	1911							
Categoria Antropismo Bloco Norte	**AREA (km²)**	**REP (%)**	**NF**	**AMF (km²)**	**DP (km²)**	**DOM (%)**	**DOMP (%)**	**PT (m)**	**DB (m/km²)**	**CMB (m)**
Natural/seminatural Campestre	13,36	0,10	5	2,67	3,24	64,21	0,27	61.203,2	19,4	12.240,6
Natural Florestal	867,67	6,53	236	3,68	22,57	33,32	9,15	4.025.746,7	1274,4	17.058,2
Água	1,20	0,01	2	0,60	0,03	52,29	0,02	20.784,9	6,6	10.392,5
Antrópico Rural	2.177,88	16,38	228	9,55	128,80	89,52	61,71	4.347.906,1	1.376,3	19.069,8
Antrópico Urbano	98,91	0,74	24	4,12	5,88	20,22	0,63	346.215,2	109,6	14.425,6
Subtotal	3.159,03	23,76	495							
Total	**13.296,76**	**100**	**2406**							

Floresta Estacional Decidual

Aqui subdividida em Três blocos:

(i) Bloco Norte correspondendo ao domínio florestal do Norte do Estado recobrindo as antigas florestas ao longo dos rios Pelotas e Uruguai até a confluência com o rio Ijuí, do qual restam apenas 4,85% de sua cobertura original (814,97 km² de 17.125,23 km² do Bloco Norte) (Tab. 23.8), portanto severamente convertida para uma paisagem agrícola com domínio espacial (DOMP) também elevado, onde o maior fragmento (15.965,82 km²) representa 88,10% da cobertura total deste Bloco.

(ii) Bloco Central localizado na escarpas sul do Planalto Meridional bem como ao longo dos rios formadores do Guaíba e seus principais afluentes que cortam a escarpa do Planalto (Jacuí, Taquari, Caí e Sinos) restando 22,53% (4.779,95 km²) de sua cobertura natural original (21.214,82 km²) (Tab. 23.8).

(iii) Bloco Ciliar representando as formações florestais deciduais ripárias ao longo dos principais rios que cortam a Região Fitoecológica da Savana-estépica, assim como as matas ciliares do rio Jacuí. Restando 30,31% de remanescentes (3.137,83 km²) correspondendo ao maior valor de cobertura ainda natural para a Região da Floresta Estacional Decidual, assim como menor domínio espacial nas áreas antropizadas (DOMP = 6,51%) (Tab. 23.8).

▼ Tabela 23.8 | Métricas de paisagem empregadas na caracterização atual da Região Fitoecológica da Floresta Estacional Decidual do Rio Grande do Sul. Acrônimos de acordo com a Tabela 23.1.

Categoria Antropismo Bloco Norte	AREA (km²)	REP (%)	NF	AMF (km²)	DP (km²)	DOM (%)	DOMP (%)	PT (m)	DB (m/km²)	CMB (m)
Natural/seminatural Campestre	15,51	0,03	15	1,03	1,60	43,52	0,04	104.421,7	6,1	6.961,4
Natural Florestal	814,97	1,67	847	0,96	9,20	21,08	1,00	4.220.928,2	246,5	4.983,4
Vegetação de Transição	0,17	0,00	1	0,17	0,00	40,24	0,00	1882,2	0,1	1.882,2
Água	183,13	0,38	17	10,77	19,35	34,37	0,37	1.893.431,4	110,6	111.378,3
Antrópico Rural	15.965,82	32,79	199	80,23	1.067,03	94,50	88,10	10.152.568,0	592,8	51.017,9
Antrópico Urbano	145,64	0,30	79	1,84	3,46	13,87	0,12	495.409,1	28,9	6.271,0
Subtotal	17.125,23	35,17	1158							
Categoria Antropismo Bloco Central	**AREA (km²)**	**REP (%)**	**NF**	**AMF (km²)**	**DP (km²)**	**DOM (%)**	**DOMP (%)**	**PT (m)**	**DB (m/km²)**	**CMB (m)**
Natural/seminatural Campestre	13,05	0,03	18	0,73	1,00	32,68	0,02	103.029,6	4,9	5.723,9
Natural Florestal	4.756,90	9,77	1316	3,61	16,20	5,61	1,26	24.456.691,3	1.152,8	18.584,1
Vegetação de Transição	10,01	0,02	6	1,67	1,52	45,89	0,02	52.112,1	2,5	8.685,4
Água	20,44	0,04	5	4,09	7,11	89,39	0,09	279.084,3	13,2	55.816,9
Antrópico Rural	16.214,90	33,30	1428	11,35	221,54	46,02	35,18	26.455.731,6	1.247,0	18.526,4
Antrópico Urbano	199,52	0,41	100	2,00	3,24	10,84	0,10	873.655,3	41,2	8.736,6
Subtotal	21.214.82	43.57	2873							
Categoria Antropismo Bloco Ciliar	**AREA (km²)**	**REP (%)**	**NF**	**AMF (km²)**	**DP (km²)**	**DOM (%)**	**DOMP (%)**	**PT (m)**	**DB (m/km²)**	**CMB (m)**
Natural/seminatural Campestre	757,82	1,56	733	1,03	1,75	2,44	0,18	4.675.368,2	451,6	6.378,4
Natural Florestal	2.360,48	4,85	1.261	1,87	7,55	4,79	1,09	17.055.586,0	1.647,6	13.525,4
Vegetação de Transição	19,54	0,04	6	3,26	6,01	85,34	0,16	76.168,4	7,4	12.694,7
Água	612,52	1,26	94	6,52	42,65	57,39	3,40	6.660.000,9	643,4	70.851,1
Antrópico Rural	6.558,98	13,47	1.480	4,43	26,41	10,27	6,51	20.959.894,5	2.024,8	14.162,1
Antrópico Urbano	42,44	0,09	40	1,06	1,46	18,98	0,08	223.124,5	21,6	5.578,1
Subtotal	10.351,78	21,26	3.614							
Total	**48.691,83**	**100**	**7.645**							

Savana Estépica

Tratada aqui como um único bloco, reflexo da ausência de base cartográfica na descrição das paisagens campestres conhecidas para região. A paisagem atual reflete o uso e ocupação de sua área, produzindo uma paisagem cujo domínio espacial é dividido entre remanescentes campestres (DOMP = 16,49%) e a fisionomia Antrópico Rural resultante do processo contínuo de conversão destes campos para agricultura (DOMP=13,20%) (Tab. 23.9). Esse processo não se deu de forma homogênea ao longo dos 65.779,88 km² da Savana Estépica no Estado. Os campos do Planalto das Missões foram praticamente eliminados restando alguns fragmentos pequenos em relação à sua extensão original, o que dificulta a delimitação de sua abrangência geográfica original. Grande parte do que resta de Savana Estépica esta localizada nos municípios de Santana do Livramento, Quaraí e Rosário do Sul.

A presença de remanescentes da categoria Vegetação de Transição na porção sul do contato com a Estepe, nos municípios de Dom Pedrito e Bagé, reflete a dificuldade de delimitar esse contato.

▼ Tabela 23.9 | Métricas de paisagem empregadas na caracterização atual da Região Fitoecológica da Savana Estépica do Rio Grande do Sul. Acrônimos de acordo com a Tabela 23.1.

Categoria Antropismo	AREA (km²)	REP (%)	NF	AMF (km²)	DP (km²)	DOM (%)	DOMP (%)	PT (m)	DB (m/km²)	CMB (m)
Natural/seminatural Campestre	27.382,09	41,63	1.433	19,11	302,57	39,61	16,49	47.687.234,9	725,0	33.277,9
Natural Florestal	1.498,45	2,28	2.651	0,57	2,13	5,45	0,12	15.356.664,2	233,5	5.792,8
Vegetação de Transição	878,56	1,34	71	12,37	33,21	29,09	0,39	1.890.797,2	28,7	26.630,9
Água	13,79	0,02	5	2,76	3,04	57,01	0,01	501.842,0	7,6	100.368,4
Antrópico Rural	35.808,55	54,44	3.203	11,18	169,87	24,25	13,20	49.842.286,1	757,7	15.561,1
Antrópico Urbano	198,44	0,30	57	3,48	5,80	14,49	0,04	516.644,7	7,9	9.063,9
Subtotal	65.779,88	100	7.420							

Estepe

Representada no mapeamento de Vegetação Atual (2002) do Estado por três blocos, dois intimamente relacionados com a Floresta Ombrófila Mista, sendo: (i) o Bloco Norte, correspondendo à porção de Estepe sobre o Planalto Médio e o (ii) Bloco Nordeste, que corresponde aos campos do Planalto das Araucárias. (iii) O Bloco Sudeste localizado sobre a Serra do Sudeste e mais distinto dos demais, abriga as fisionomias aqui tratadas como de transição, basicamente por apresentar um domínio fisionômico composto por um mosaico de formações herbáceo-arbustivas e florestais.

Embora os remanescentes da Estepe totalizem 51,79% (Tab. 23.3), quando visualizamos o resultado do processo de ocupação e uso da terra ao longo dos três blocos de Estepe (Norte, Nordeste e Sudeste) esse cenário é bem diferenciado (Tab. 23.10). Na Estepe do Planalto Médio (Bloco Norte) restam apenas 11,16% (1.445,51 km², sendo 813,17 km² campestres e 632,33 km² florestais) com características naturais ou seminaturais, concentrados no entorno do Município de Soledade, no que se refere aos campos remanescentes (Tab. 23.10). Esse panorama é um pouco menos severo no Bloco Nordeste (Planalto das Araucárias) onde o total de remanescentes tanto campestres como florestais somam 6.346,02 km² (5.423,70 km² e 922,31 km², respectivamente) o que corresponde a 43,88% ainda natural ou seminatural, no caso dos campos nativos com uso pecuário extensivo em grande parte no município de São Francisco de Paula.

A Serra do Sudeste (Bloco Sudeste) apresenta, entre os blocos de Estepe, a maior porcentagem de remanescentes 68,70% (26.035,93 km²), sendo 17.706,38 km² formados por uma única mancha da categoria Vegetação de Transição (DOMP = 46,72) (Tab. 23.3 e 23.10). Entretanto esse valor deve ser interpretado de forma conservadora, pois a fisionomia predominante na Serra do Sudeste corresponde a uma fisionomia em mosaico, de difícil interpretação do grau de naturalidade das formações que compõe esse gradiente de cobertura vegetal.

Os dois blocos da porção norte da Estepe (Planalto Médio e Planalto das Araucárias) apresentam comportamento similar quanto ao domínio espacial em suas paisagens. Da área total de Estepe no Planalto Médio 79,97% foram convertidos para uma única mancha de agricultura (DOMP = 79,97) (Tab. 23.10). No Planalto das Araucárias o valor de DOMP para a categoria Antrópico Rural é menor (DOMP = 41,81), como reflexo de uma grande mancha de campo seminatural no Município de São Francisco de Paula, com 2.630,50 km², que responde por 18,19% (DOMP = 18,19) do total da área do Bloco Nordeste (Planalto das Araucárias). Atenuando assim o efeito da dominância espacial da categoria Antrópico Rural. Apesar disso reflete uma mesma tendência de conversão severa para uma paisagem agrícola homogênea.

▼ Tabela 23.10 | Métricas de paisagem empregadas na caracterização atual da Região Fitoecológica da Estepe do Rio Grande do Sul. Acrônimos de acordo com a Tabela 23.1.

Categoria Antropismo Bloco Norte	AREA (km²)	REP (%)	NF	AMF (km²)	DP (km²)	DOM (%)	DOMP (%)	PT (m)	DB (m/km²)	CMB (m)
Natural/seminatural Campestre	813,17	1,25	47	17,30	65,77	51,71	3,25	1.950.802,7	150,6	41.506,4
Natural Florestal	632,33	0,97	2.206	0,29	0,52	1,84	0,09	6.321.395,3	487,9	2.865,5
Água	0,46	0,00	1	0,46	0,00	100,00	0,00	7.315,3	0,6	7.315,3
Antrópico Rural	11.406,75	17,46	144	79,21	860,30	90,83	79,97	9.669.677,2	746,4	67.150,5
Antrópico Urbano	103,14	0,16	26	3,97	6,86	25,92	0,21	265.998,6	20,5	10.230,7
Subtotal	12.955,86	19,84	2.424							
Categoria Antropismo Bloco Nordeste	**AREA (km²)**	**REP (%)**	**NF**	**AMF (km²)**	**DP (km²)**	**DOM (%)**	**DOMP (%)**	**PT (m)**	**DB (m/km²)**	**CMB (m)**
Natural/seminatural Campestre	5.423,70	8,30	292	18,57	172,09	48,50	18,19	12.281.591,0	849,2	42.060,2
Natural Florestal	922,31	1,41	3.690	0,25	0,54	1,30	0,08	10.132.021,5	700,6	2.745,8
Água	17,48	0,03	13	1,34	1,05	17,77	0,02	737.016,3	51,0	56.693,6
Antrópico Rural	8.068,57	12,35	642	12,57	238,83	74,94	41,81	13.530.951,6	935,6	21.076,2
Antrópico Urbano	30,77	0,05	18	1,71	2,97	41,53	0,09	123.053,4	8,5	6.836,3
Subtotal	14.462,84	22,14	4.655,00							
Categoria Antropismo Bloco Sudeste	**AREA (km²)**	**REP (%)**	**NF**	**AMF (km²)**	**DP (km²)**	**DOM (%)**	**DOMP (%)**	**PT (m)**	**DB (m/km²)**	**CMB (m)**
Natural/seminatural Campestre	3.738,54	5,72	596	6,27	19,57	6,35	0,63	10.117.084,2	267,0	16.975,0
Natural Florestal	1.977,03	3,03	1.975	1,00	2,59	2,00	0,10	17.112.041,9	451,6	8.664,3
Vegetação de Transição	20.320,36	31,11	274	74,16	1.068,18	87,14	46,72	28.068.004,2	740,7	102.438,0
Água	23,61	0,04	15	1,57	2,84	47,33	0,03	764.803,0	20,2	50.986,9
Antrópico Rural	11.744,62	17,98	2.228	5,27	42,75	13,81	4,28	25.026.446,8	660,4	11.232,7
Antrópico Urbano	91,49	0,14	34	2,69	3,74	18,17	0,04	310.671,0	8,2	9.137,4
Subtotal	37.895,64	58,02	5.122							
Total	**65.314,34**	**100**	**12.201**							

Área das Formações Pioneiras

Representado no Estado por dois blocos: (i) um localizado nas várzeas dos rios que cortam o interior da Região Fitoecológica da Savana Estépica, totalizando 6.130,04km² (Tab. 23.11). Deste total restam 9,63% (590,38 km², sendo 430,03 km² campestre e 160,35km² florestais) de sua paisagem original sendo que o restante foi convertido praticamente em sua totalidade para agricultura irrigada. (ii) Localizado sobre a Planície Costeira do Estado o Bloco Costeiro com 37.630,99km², dos quais 15.344,63 km² (40,78%) são água, se caracteriza por uma paisagem dominada por expressivos corpos d'água (DOMP=35,74%). A porção terrestre da Planície Costeira foi convertida para uma paisagem agrícola com forte predomínio da produção de arroz, restando 6.125,27 km² (5.709,22 km² campestre e 416,05 km² de florestas) 16,28% de paisagem ainda com características da paisagem original. Os remanescentes terrestres dos dois blocos somam 6.715,65 km² o que equivale a 15,35% de Formações Pioneiras remanescentes para o Estado (Tab. 23.11).

Áreas de Tensão Ecológica

Representadas no Estado por cinco (5) categorias (Tab. 23.2), sendo três com características de paisagem florestal, decorrentes do contato das Florestas Estacionais com a Estepe e as Formações Pioneiras (NE, NP e NPE), e duas mais campestres (ETN e TN) fruto do contato entre Estepe, Savana Estépica e Florestas Estacionais. O triplo contato Estepe – Savana Estépica – Floresta Estacional (ETN) apresenta o maior valor de remanescentes (59,85%) e Floresta Estacional – Formações Pioneiras o menor 2,96% de cobertura natural. O contato Floresta Estacional – Estepe possui a maior abrangência em área, com 8.941,26 km² distribuída em 21 manchas no Estado, restando 13,69% de cobertura ainda remanescente, valor relativamente similar aos encontrados para as regiões de Floresta Estacional (Tab. 23.2).

▼ Tabela 23.11 | Métricas de paisagem empregadas na caracterização atual da Área das Formações Pioneiras do Rio Grande do Sul. Acrônimos de acordo com a Tabela 23.1.

Categoria Antropismo Bloco Interior	AREA (km²)	REP (%)	NF	AMF (km²)	DP (km²)	DOM (%)	DOMP (%)	PT (m)	DB (m/km²)	CMB (m)
Natural/seminatural Campestre	430,03	0,98	280	1,54	2,12	0,36	0,03	2.113.319,3	344,7	7.547,6
Natural Florestal	160,35	0,37	237	0,68	1,42	10,60	0,28	1.684.595,0	274,8	7.108,0
Água	6,13	0,01	13	0,47	0,37	18,81	0,02	226.021,2	36,9	17.386,2
Antrópico Rural	5.532,90	12,64	270	20,49	53,85	9,58	8,65	10.502.427,6	1.713,3	38.897,9
Antrópico Urbano	0,63	0,00	3	0,21	0,08	50,57	0,01	8.405,4	1,4	2.801,8
Subtotal	6.130,04	14,01	803							
Categoria Antropismo Bloco Costeiro	**AREA (km²)**	**REP (%)**	**NF**	**AMF (km²)**	**DP (km²)**	**DOM (%)**	**DOMP (%)**	**PT (m)**	**DB (m/km²)**	**CMB (m)**
Natural/seminatural Campestre	5.709,22	13,05	677	8,43	81,31	30,37	4,61	10.652.888,7	283,1	15.735,4
Natural Florestal	416,05	0,95	549	0,76	2,15	5,96	0,07	3.034.387,8	80,6	5.527,1
Água	15.344,63	35,06	162	94,72	1.054,64	87,64	35,74	4.922.092,2	130,8	30.383,3
Antrópico Rural	15.652,13	35,77	376	41,63	280,40	24,46	10,17	12.221.104,4	324,8	32.502,9
Antrópico Urbano	508,95	1,16	138	3,69	11,57	23,49	0,32	1.493.896,3	39,7	10.825,3
Subtotal	37.630,99	85,99	1.902							
Total	**43.761,03**	**100**	**2.705**							

Considerações finais

Da área total do Rio Grande do Sul, 31,38% ainda possui cobertura natural ou seminatural (Tab. 23.4). Destes, entretanto, 62,21% (174.855,17 km²) referem-se a formações campestres. A maior integridade destas formações vegetais campestres, em detrimento das formações florestais, mostra que o uso tradicional dado a estas áreas (pecuária extensiva em campo nativo) tem sido mais sustentável do ponto de vista da conservação da paisagem do que aqueles levados a efeito em áreas originais de floresta. O que torna, a pecuária extensiva sobre campo nativo, quando bem manejada, um dos poucos exemplos mundiais de atividade economicamente viável e sustentável com relação à conservação da diversidade biológica, quando comparada à agricultura (Crawshaw *et al*. 2007).

A elevada taxa de perda de campo, cerca de 1.000 km² por ano, demonstra que a direção do crescimento da conversão das paisagens naturais em grandes manchas de agricultura se deu sobre os campos do Estado no período analisado.

Ainda devem ser considerados outros fatores neste contexto, além da conservação da diversidade biológica, Crawshaw *et al*. (2007) relacionam a perda de campo (paisagem natural) com a perda da paisagem cultural que deu origem ao Gaúcho. O desaparecimento do gaúcho original certamente foi um precursor fundamental para que essa figura fosse alvo de diversas interpretações e representações contraditórias. Já o desaparecimento dos campos não pode ser encarado da mesma forma. A identidade regional construída sobre os campos nativos do Rio Grande do Sul, bem como a atividade econômica a eles associada (gaúcho e campo nativo), podem ser aplicadas como ferramentas adicionais aos esforços para a conservação desta paisagem única. Por outro lado, a quase inexistência de áreas campestres sem uso no Estado reforça a necessidade de ampliação da rede de Unidades de Conservação com características campestres no Estado.

Os resultados aqui apresentados constituem um conjunto de dados como contribuição para apoiar a tomada de decisão na direção da conservação da biodiversidade e do planejamento do território no Estado.

Referências

Crawshaw D., Dall'Agnol M., Cordeiro J.L.P. & Hasenack H. 2007. Caracterização dos campos Sul-Rio-Grandenses: uma perspectiva da Ecologia da Paisagem. *Boletim Gaúcho de Geografia* 33: 233-252.

IBGE 1986. *Levantamento de recursos naturais (Folha SH.22 Porto Alegre e parte das Folhas SH.21 Uruguaiana e SI.22 Lagoa Mirim)*. Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística, Rio de Janeiro, CD-ROM.

IBGE 1992. *Manual técnico da vegetação brasileira*. IBGE, Rio de Janeiro, 92 p. (Série Manuais Técnicos em Geociências, n.1).

IBGE 2003. *Mapas temáticos do Projeto RADAMBRASIL do Rio Grande do Sul na escala 1:250.000*. IBGE/SAA-RS, Florianópolis, CD-ROM (Convênio entre IBGE e Secretaria da Agricultura e Abastacimento do RS).

IBGE 2004. Mapa da vegetação do Brasil e Mapa de biomas do Brasil. IBGE. http://www.ibge.gov.br

Marchiori J.N.C. 2002. Considerações terminológicas sobre os Campos Sulinos. *Ciência & Ambiente* 24: 139-150.

Marchiori J.N.C. 2004. *Fitogeografia do Rio Grande do Sul: Campos Sulinos*. EST Edições, Porto Alegre, 110 p.

MMA (Ministério do Meio Ambiente) 2007. Mapas de Cobertura Vegetal dos Biomas Brasileiros: relatório Bioma Pampa. Disponível em http://www.mma.gov.br/portalbio.

Waechter J.L., Longhi-Wagner H.M. & Miotto S.T.S. 2003. Relações florísticas nos campos sul-brasileiros. In: *Desafios da botânica brasileira no novo milênio: inventário, sistematização e conservação da diversidade vegetal* (eds. Jardim MMA, Bastos MNC & Santos JUM). SBB, UFRA, MPEG, EAO: Belém, pp. 130-133.

Omara Lange. Saída do grupo do labto. de Ecologia Quantitativa da UFRGS para Caçapava do Sul, RS.

Capítulo 24

Árvores e arbustos exóticos invasores no Pampa: questões ecológicas, culturais e sócio-econômicas de um desafio crescente

Demetrio Luis Guadagnin[1], Sergio Martin Zalba[2], Beatriz Costa Górriz[3], Carlos Roberto Fonseca[4], Ana Julia Nebbia[2], Yannina Andrea Cuevas[2], Carine Emer[1], Paula Germain[2], Eliana Márcia Da Ros Wendland[5], Luís Fernando Carvalho Perello[1], Maria Carmen Sestren Bastos[1], Paola Germain[2], Cristina del Carmen Sanhueza[2], Silvana Masciadri-Bálsamo[3] & Ana Elena de Villalobos[2]

O Pampa transnacional

Campos naturais ocupam grandes extensões do continente sul-americano, principalmente no Cone Sul subtropical e temperado, no Brasil Central e nas planícies tropicais da Venezuela e Colômbia. A província biogeográfica do Pampa compreende os campos naturais do Centro-Leste da Argentina, todo o território do Uruguai e o extremo Sul do Brasil (metade sul do Estado do Rio Grande do Sul), entre os meridianos 30º e 39º (Cabrera & Willink 1980, Soriano *et al.* 1992, Morrone 2001). A pluviosidade e temperatura do Pampa meridional aumentam de sul para norte, desde 600 mm anuais e temperatura média de 13º até 1200 mm anuais e temperatura média de 17º C. A fisionomia dominante é uma matriz de gramíneas (Fig. 24.1). Elementos lenhosos são escassos ou estão ausentes no extremo Sul da Província (Fig. 24.2) e aumentam de importância nos campos uruguaios e brasileiros. Árvores e arbustos isolados, em formação parque, ocorrem à Sudoeste, na transição com a Província do Espinal. Formações de florestas subxerófilas e estacionais, às vezes com grande extensão, se desenvolvem ao longo dos rios e nas encostas a partir do Uruguai e em direção Norte (Fig. 24.3), principalmente na transição com as províncias Paranaense e Atlântica. Em muitos campos uruguaios e brasileiros se desenvolve ainda um estrato arbustivo integrado à matriz herbácea. Outras formações vegetais também características

Foto de abertura: Valério Pillar. Plantio de eucalipto na região entre Cachoeira do Sul e Caçapava do Sul, RS.

1 Universidade do Vale do Rio dos Sinos, Brasil. E-mail: dlguadagnin@gmail.com
2 Universidad Nacional del Sur, Argentina
3 Universidad de la República, Uruguai
4 Universidade Federal do Rio Grande do Norte, Brasil
5 Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Brasil

do Pampa são os campos inundáveis associados a complexos de áreas úmidas e vegetação rupestre. Cerca de 2000 espécies vegetais são encontradas nos campos do Pampa tri-nacional (Rosengurtt 1944, Del Puerto 1987, Boldrini 2006)(veja também o capítulo 4). A família Poaceae é a mais abundante e diversa, incluindo cerca de 550 espécies (Bilenca & Miñarro 2004) e uma grande diversidade de formas de vida e ciclos vegetativos (rizomatosas, estoloníferas, anuais, perenes, estivais e invernais).

A região do Pampa nos três países apresenta também uma interessante similaridade histórica, cultural e econômica. Antes da colonização européia, a área era ocupada por diversas etnias seminômades de caçadores-coletores que, após sua chegada e com a dispersão do gado alçado, lograram grande especialização no manejo dos rodeios (Moraes Vázquez 2007). Ao longo dos séculos XVIII e XIX, a região se organizou em torno da economia do Prata[6] e dos conflitos de fronteira que marcaram a formação dos Estados nacionais da região (Sousa 1985, Bethell 1999). Os campos se configuraram como um recurso natural chave na economia regional, que se consolidou no final do período colonial e ao longo do século XIX, centrada na atividade pecuária controlada por grandes proprietários rurais (Campal 1967, Barrán & Nahum 1978, Mayo 1985, Brailovsky & Foguelman 1995, Pesavento 2002). Este modelo de ocupação, a partir da bacia do Prata e da economia pecuária extensiva sobre os campos naturais, também foi central na construção da identidade de argentinos, uruguaios e sul-brasileiros como povos com muitas similaridades, como o cavalo, a bombacha, o chimarrão, o churrasco, a fala e o caudilhismo (Astrada 1982, Sala *et al.* 2000, Leenhardt 2002, Moraes Vázquez 2007, Maestri 2008).

Figura 24.1 Campos naturais da região pampeana na Argentina. Parque Provincial Ernesto Tornquist, em Sierra de La Ventana, ao sul da Província de Buenos Aires (38°04' S, 61°58' W). Ao centro, expansão de *Pinus halepensis* e *Pinus radiata* a partir de um núcleo de invasão em um bosque plantado (Fotografia: Cristina Sanhueza).

Figura 24.2 Campos naturais da região pampeana no Uruguai. Sierras del Este, Departamento de Treinta y Tres (32°46' S, 54°25' W). Ao centro, invasão por *Ulex auropaeus* e uso do fogo como método de controle. (Fotografia: Felipe Lezama).

Figura 24.3 Campos naturais da região pampeana no Rio Grande do Sul. Confluência dos municípios Encruzilhada do Sul, Rio Pardo e Pantano Grande, na região da Depressão Central (30°23' S, 52° 33' W). Na esquerda da imagem e ao centro, introdução intencional de *Eucalyptus* sp. para fins comerciais. (Fotografia: Eduardo Vélez).

A economia do Prata tendeu ao esgotamento a partir do final do século XIX e a região dos pampas, nos três países, perdeu importância geopolítica e econômica. A partir de então a história do Pampa diverge entre os países. Enquanto que na Argentina, a expansão da agricultura já no século XIX deu novo impulso econômico à região, extensas áreas dedicadas à pecuária no Uruguai e no Rio Grande do Sul permaneceram periféricas ao desenvolvimento destes países (veja outras perspectivas nos capítulos 29 e 30). O Pampa argentino se transformou, desde o início do século XX, numa das regiões agrícolas mais dinâmicas e economicamente importantes do país. No Uruguai, o Pampa representa todo o território nacional e foi ocupado de forma mais complexa, com marcadas diferenças

6 Relativo à região do rio da Prata.

regionais. A base pecuária ainda é dominante neste país, tendo se modernizado e diferenciado em modelos mais intensivos de produção de carne, couro e leite. Entretanto, na última década, a agricultura e a silvicultura tiveram um avanço significativo. No Rio Grande do Sul fala-se do esgotamento do papel histórico da atividade pastoril, que não foi capaz de modernizar-se ou de engendrar novos modelos de desenvolvimento econômico endógeno, caminhando para o esgotamento e abrindo espaço para novos modos de produção a partir de forças econômicas exógenas (Tejo 1982), o que só mais recentemente começou a acontecer. A produção de arroz foi um fator importante de dinamismo econômico e de perda de campos naturais inundáveis neste Estado, principalmente a partir da década de 60 (Gomes & Magalhães Jr. 2004). A silvicultura é uma nova força econômica em franca expansão nos anos recentes (Grando & Fochezatto 2008), mas já havia sido apresentada como oportunidade de desenvolvimento econômico pelo menos desde os princípios do século XX (Gautreau 2006).

A compreensão dos problemas de conservação da biodiversidade do Pampa se beneficia de uma abordagem transnacional. As similaridades ecológica, histórica e cultural entre os campos naturais da Argentina, Uruguai e do extremo sul do Brasil, assim como os gradientes ecológicos e peculiaridades culturais de cada país, determinam também as semelhanças e peculiaridades regionais quanto às pressões sobre a biodiversidade. Por um lado, o Pampa foi considerado como de alta ou moderada prioridade de conservação, tendo em vista principalmente a relativa extensão de campos naturais ainda remanescentes, especialmente no Uruguai e Brasil (Dinerstein *et al.* 1995). Por outro lado, é marcante a diferença de situação de conservação dos campos naturais – persistem menos de 30% dos campos naturais na Argentina, 48% no sul do Brasil e cerca de 70% no Uruguai.

As invasões biológicas estão entre as ameaças ao Pampa que requerem uma perspectiva regional de abordagem para sua compreensão e gestão. Desde o ano de 2008 uma equipe multidisciplinar formada por pesquisadores da Argentina, Brasil e Uruguai trabalha para caracterizar os processos de avanço de plantas lenhosas exóticas sobre os campos naturais da região, com o objetivo de identificar as espécies mais conflitantes, avaliar os custos e benefícios associados à sua presença e tratando de determinar quais condições de manejo envolvem maiores riscos de gerar problemas ecológicos, econômicos e sociais. As semelhanças ecológicas, históricas e sociais da região fazem com que o enfoque transnacional seja a ferramenta mais apropriada para a correta compreensão da dimensão e das tendências da invasão por espécies lenhosas exóticas e das possibilidades de prevenção e correção de impactos.

As invasões biológicas como agentes de mudanças globais

O movimento das espécies é um processo natural que molda a distribuição das comunidades e ecossistemas e uma das principais forças na organização e distribuição da biodiversidade global (Whittaker & Fernández-Palacios 2007). Desde suas origens, a espécie humana é um vetor significativo de dispersão de animais e plantas, incluindo cultivos, animais domésticos e patógenos (Hodkinson & Thompson 1997, Zvelebil *et al.* 1998, Masseti & De Marinis 2008). Entretanto, foi com a globalização das relações comerciais, a partir do final do século XIX, que se promoveu um salto no volume e variedade de organismos transportados entre diferentes regiões e na diversidade de vetores e rotas de dispersão (Baskin 2002, Ricciardi 2007). Uma parte dos organismos é transportada entre regiões de forma não-intencional (Ruiz & Carlton 2003). Outros são trasladados intencionalmente com objetivos diversos, como o cultivo ornamental, a atividade florestal, a criação em cativeiro, a aqüicultura e o comércio de animais de estimação (Mack *et al.* 2000). A maioria das espécies introduzidas não consegue estabelecer populações sustentáveis nos ambientes de destino, entretanto, as que têm êxito freqüentemente são responsáveis por profundas mudanças ambientais (Mooney *et al.* 1999), econômicas (Perrings *et al.* 2000, Pimentel *et al.* 2005) e sociais (McGarry *et al.* 2005, Perrings *et al.* 2005).

Já em 1958, Charles Elton caracterizou a introdução de espécies exóticas como "uma das maiores convulsões da flora e fauna mundiais". Porém, foram necessários mais de quarenta anos para se

estabelecer o consenso científico de que as espécies exóticas invasoras são uma das mais significativas ameaças à biodiversidade global e também em maior expansão (Williamson 1996, Clout & Lowe 1997, Mooney & Hofgaard 1999). Quando se estabelecem com êxito, as espécies exóticas afetam a biodiversidade através de relações interespecíficas, atuando como predadores, herbívoros, competidores ou parasitas de espécies nativas (Clout 2002, Donlan & Wilcox 2008), ou desencadeando mudanças em nível ecossistêmico, modificando a estrutura da vegetação e da paisagem (Lindenmayer & Fischer 2006), os ciclos de nutrientes (Vitousek *et al.* 1987, Vitousek 1990), o balanço hídrico e a freqüência e intensidade de perturbações (Charles & Dukes 2007). Em todos os casos resultam perdas significativas de biodiversidade (Mack *et al.* 2000, Sala *et al.* 2000, Lockwood & McKinney 2001). Outros agentes de mudanças globais também apresentam o potencial de interatuar com os processos de invasão, aumentando a extensão e a velocidade dos efeitos, como as modificações na composição de gases atmosféricos que provocam a mudança climática, as mudanças nos padrões de uso da terra, a fragmentação de ambientes naturais e a alteração dos regimes naturais de perturbações (Dukes & Mooney 1999, de Bello *et al.* 2009).

O avanço de espécies de árvores e arbustos invasores se destaca entre as principais ameaças para os ambientes de campos naturais (Zalba & Villamil 2002, Richardson *et al.* 2008), não apenas por que implica na adição de um novo táxon, mas também pela introdução de uma forma de vida completamente nova ou pouco freqüente nestes ecossistemas (Richardson 1998). As espécies lenhosas desenvolvem profundos e extensos sistemas radiculares que alcançam depósitos subterrâneos de água não acessíveis à vegetação herbácea nativa, alterando o regime hidrológico (Gorgens & Wilgen 2004) e mobilizam minerais, alterando a estrutura e a composição química dos solos (Scholes & Nowicki 1988, Amiotti *et al.* 2000, Jobbagy & Jackson 2003). Árvores e arbustos invasores substituem rapidamente a vegetação local dos campos naturais, pouco ou nada tolerantes à sombra (Richardson & Higgins 1998, Ledgard 2002). As alterações da estrutura da vegetação resultam então em impactos sobre a fauna silvestre (Richardson *et al.* 1994). Outra conseqüência importante do avanço de espécies lenhosas exóticas sobre campos naturais se relaciona com o aumento da freqüência e intensidade de incêndios (Richardson & Higgins 1998, Simberloff & Von Holle 1999).

A presença de plantas lenhosas exóticas nos campos naturais do extremo austral da América do Sul resulta principalmente de introduções voluntárias associadas inicialmente à colonização européia e, mais recentemente, a tendências globais de produção e comércio de plantas ornamentais. A expansão das plantações de árvores representa uma mudança drástica nas tendências de cultivo, na estrutura da paisagem e nos processos ecológicos, uma vez que gera uma fonte significativa de propágulos que, com freqüência, resulta no estabelecimento de populações espontâneas em remanescentes naturais (Zalba & Ziller 2008). É importante lembrar que o cultivo de espécies exóticas é uma atividade econômica importante na região, cujos impactos ambientais dependem de decisões humanas sobre quais espécies são plantadas, em que lugares, em quais proporções, com que finalidades e como são manejadas as plantações.

Vulnerabilidade do Pampa à invasão por plantas lenhosas

A proporção de espécies que consegue se estabelecer com êxito e invadir e a gravidade dos seus impactos variam consideravelmente entre regiões, ecossistemas e localidades (Lonsdale 1999). Esta situação tem despertado interesse teórico e prático e tem, ao menos, duas grandes explicações: por um lado, a concordância entre as características adaptativas das espécies introduzidas e dos ecossistemas receptores e, por outro, as atividades, percepções e valores das comunidades humanas que vivem nas áreas receptoras. O êxito de uma invasão dependerá da presença de uma espécie 'adequada', no lugar 'correto' e no momento 'apropriado'.

A invasibilidade tem sido consistentemente associada ao tipo, freqüência e intensidade das perturbações que afetam uma área (Fox & Fox 1986, Hobbs 1991, Burke & Grime 1996). As perturbações

produzem "janelas de oportunidade" (Johnstone 1986), que colocam à disposição dos invasores potenciais algum recurso que estava escasso até este momento. Este aumento na disponibilidade de recursos pode ocorrer por um aumento na entrada de recursos ou por uma diminuição na taxa de captação por parte das espécies nativas (Brooks 2007). A invasibilidade por perturbações que estiveram presentes ao longo da história evolutiva do sistema é diferente quando comparada àquelas resultantes de agentes novos, usualmente associados a atividades humanas. Dentro desta última categoria, Mack *et al.* (2000) destacam o efeito do pastoreio por grandes herbívoros domesticados como fator desencadeador da invasão por plantas exóticas nos campos naturais da América do Sul. Segundo estes autores, as pradarias sul-americanas são particularmente vulneráveis quando estão sujeitas ao pastoreio intenso, por terem evoluído sem a presença de grandes herbívoros gregários, ao contrário do que ocorre por exemplo nas savanas africanas. A acumulação de esterco e o pisoteio, associados aos grandes herbívoros, também contribuem para aumentar a disponibilidade de recursos, produzindo locais apropriados para o estabelecimento de plantas exóticas (Dai 2000, Loidy & Zalba 2009).

O fogo é outra perturbação que influencia de maneira direta a invasibilidade dos campos naturais. De um modo geral, as gramíneas dominantes nos ecossistemas de campos naturais têm a capacidade de brotar vigorosamente após um incêndio, habilidade que lhes permite recuperar terreno sobre áreas invadidas por árvores ou arbustos, cuja resposta aos incêndios tende a ser menos eficiente (Hoffmann 1999, Govender *et al.* 2006).

Segundo Davis *et al.* (2000), para que uma invasão ocorra, a disponibilidade de recursos deve coincidir com um aporte de propágulos do potencial invasor que seja suficientemente significativo para o estabelecimento de um núcleo populacional. O aumento no tamanho, distribuição geográfica e idade das áreas plantadas ou colonizadas por espécies de árvores e arbustos exóticos propiciam um aumento significativo da chuva de sementes sobre os remanescentes de campos naturais na região pampeana, aumentando as chances de que a chegada de propágulos coincida com uma oportunidade apropriada de colonização.

Outro componente fundamental no êxito de uma invasão é o conjunto de características da espécie introduzida. As espécies apresentam capacidades diferentes para invadir. Diferentes atributos biológicos, demográficos e biogeográficos têm sido postulados para explicar as diferenças no comportamento das espécies quanto à sua habilidade para expandir-se espontaneamente em novas localidades (Bazzaz 1986, Rejmánek & Richardson 1996, Lonsdale 1999, Pysek & Richardson 2007). Uma das características mais consistentemente associadas ao êxito das invasões é a coincidência climática, que prediz que uma espécie terá tanto mais chances de invadir quanto mais se assemelhem os climas da distribuição natural e da área de introdução (Panetta & Mitchell 1991, Curnutt 2000). Deste ponto de vista, os campos naturais pampeanos são particularmente vulneráveis, dado que as principais correntes colonizadoras européias na região chegaram de regiões de clima mediterrâneo, bastante similar ao da área colonizada, favorecendo as chances de estabelecimento das espécies transportadas pelos europeus.

Plantas lenhosas exóticas invasoras do Pampa

Com o intuito de caracterizar o conjunto de espécies exóticas lenhosas que invadem com sucesso o Pampa, foram analisadas as bases de dados da Rede Interamericana de Informação sobre Espécies Invasoras (I3N), correspondente ao projeto Rede Interamericana de Informação sobre Biodiversidade (IABIN 2009), referentes à Argentina (INBIAR 2009) ao Brasil (HORUS 2009) e ao Uruguai (IABIN-Uruguai 2009). A Rede I3N tem como objetivo organizar e padronizar as informações referentes às espécies exóticas invasoras do continente americano e disponibilizá-las através da *World Wide Web*. O banco de dados inclui uma série de informações para cada uma das espécies registradas, como os locais de ocorrência, as datas dos registros e o comportamento das espécies em cada local, além de dados biológicos e ecológicos da espécie invasora, origem biogeográfica, motivo da introdução,

manejo populacional, métodos de controle e erradicação. As datas de acesso para os bancos de dados da Argentina, do Brasil e do Uruguai foram 10/06/2008, 20/05/2008 e 01/07/2008, respectivamente. Além disto, o banco de dados brasileiro foi complementado com informações dos herbários do Instituto Anchietano (PACA, São Leopoldo) e da Universidade Federal do Rio Grande do Sul (ICN, Porto Alegre).

Entre as 356 espécies exóticas que conseguiram estabelecer populações espontâneas na região do Pampa, 82 espécies são lenhosas. Existem 55 espécies com hábito arbóreo, 23 espécies arbustivas e quatro espécies de trepadeiras. Estes números são bastante altos considerando que, por exemplo, existem nos campos uruguaios somente cerca de 170 árvores e 80 arbustos nativos (Grela 2003).

Cinqüenta e cinco espécies lenhosas estão presentes em apenas um dos três países, representando uma ameaça potencial para os países vizinhos (Fig. 24.4). Vinte e duas espécies já ocupam dois países, enquanto que cinco espécies já invadiram os três países que constituem a região biogeográfica do Pampa.

As espécies lenhosas invasoras são diversas em termos taxonômicos, representando 33 famílias (Fig. 24.5). As famílias representadas por mais espécies são Rosaceae (13 espécies), Fabaceae (11), Pinaceae (7), Oleaceae (6), Myrtaceae (5), Salicaceae (4), Arecaceae (3), Lauraceae (3), Pittosporaceae (3), Bignoniaceae (2), Moraceae (2), Rutaceae (2). As demais famílias foram representadas por apenas uma espécie. Os principais gêneros são *Pinus* (6 espécies), *Acacia* (5), *Eucalyptus* (4), *Ligustrum* (4), *Pittosporum* (3), *Rubus* (3), *Salix* (3), *Cotoneaster* (2), *Fraxinus* (2), *Morus* (2), *Prunus* (2) e *Pyracantha* (2).

A origem biogeográfica das espécies lenhosas invasoras do Pampa é bastante diversa (Fig. 24.6). Os continentes que mais contribuíram como fonte de espécies lenhosas são a Ásia, a Europa e a Austrália. Uma grande parte das plantas lenhosas da Ásia foi introduzida para uso ornamental, como *Melia azedarach* (Meliaceae) e *Ligustrum* spp (Oleaceae). Em

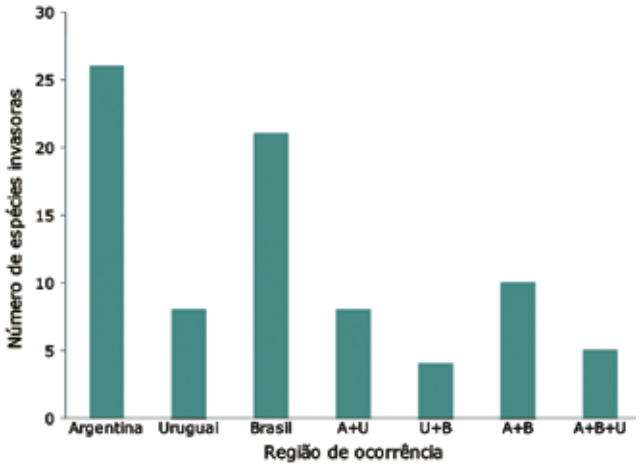


Figura 24.4 Região de ocorrência das 82 espécies exóticas lenhosas estabelecidas ou invasoras no Pampa. Algumas espécies ocorrem exclusivamente na Argentina (A), no Uruguai (U) e no Brasil (B), enquanto outras ocorrem em mais de um país.

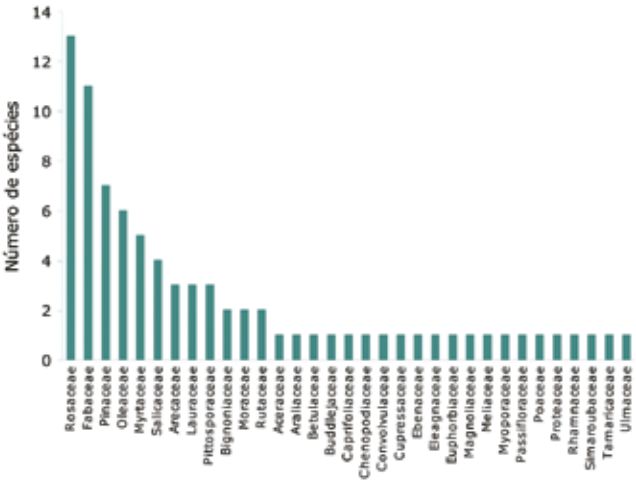


Figura 24.5 Distribuição taxonômica das 82 espécies exóticas lenhosas estabelecidas ou invasoras no Pampa.

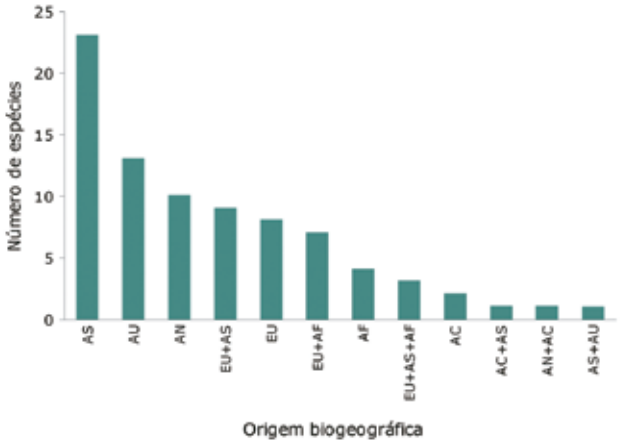


Figura 24.6 Origem biogeográfica das 82 espécies exóticas lenhosas estabelecidas ou invasoras no Pampa. A distribuição original de algumas espécies estava restrita a apenas um continente, enquanto outras ocorriam em mais de um continente. Os símbolos são: Ásia (AS), Austrália (AU), Europa (EU), América do Norte (AN), América do Sul (AS), América Central (AC) e África (AF).

contraste, muitas espécies introduzidas a partir da Austrália o foram para produção madeireira, como *Eucalyptus* spp e *Acacia* spp. As lenhosas européias foram introduzidas para fins diversos. Ao contrário das espécies herbáceas, não há registros de espécies lenhosas introduzidas acidentalmente.

Não são todas as espécies introduzidas que conseguem estabelecer populações auto-regenerativas e avançar sobre ambientes naturais ou semi-naturais e a maioria também não chega a causar impactos importantes sobre a economia, a saúde ou os valores culturais. Deste modo, as espécies apresentadas no ponto anterior constituem um subconjunto das plantas lenhosas introduzidas ao longo da história no Pampa. Quais atributos determinaram que fossem estas as invasoras? Pode-se usar esta informação para definir um perfil para espécies de risco, de forma a prevenir futuras invasões? Para abordar estas perguntas selecionamos um conjunto de cinqüenta espécies lenhosas presentes no Pampa que demonstraram capacidade de se reproduzir e expandir com êxito no novo ambiente (Tab. 24.1). Avaliamos então diferentes atributos destas espécies, relacionados com sua posição sistemática, os antecedentes de invasão em outros biomas, as características do processo de introdução e diferentes aspectos biológicos (Tab. 24.2).

Das espécies estudadas, 83% se comportam como invasoras (avançam sobre ambientes naturais sem intervenção humana), ao menos em alguma localidade no ecossistema pampeano. Os 17% restantes se encontram em uma fase anterior do processo de invasão, formando populações auto-regenerativas, mas ainda sem avançar sobre ambientes naturais ou semi-naturais. Todas as espécies lenhosas colonizadoras no Pampa foram introduzidas voluntariamente, com fins ornamentais, para florestamento, cortinas de vento, produção de madeira ou arborização urbana. A maioria (81%) ingressou na região a mais de 50 anos. É sabido que as espécies exóticas costumam atravessar uma fase de latência antes de invadir. No caso das espécies lenhosas esta demora poderia estar relacionada com o incremento da superfície plantada ou da área de distribuição dos cultivos.

Cerca de 85% das espécies colonizadoras pertencem a gêneros que não estão representados no Pampa, em concordância com os antecedentes conhecidos para outros biomas de campos naturais (Strauss *et al.* 2006). A falta de parentes próximos na flora local poderia representar uma vantagem para os invasores, considerando a possível falta de inimigos naturais pré-adaptados a suas defesas químicas ou estruturais (Torchin & Mitchell 2004).

Quase 90% das espécies invasoras, que tiveram êxito no Pampa, têm antecedentes como invasor em outras regiões. Esta característica é um dos preditores mais fortes do impacto potencial (Wittenberg & Cock 2001) e ressalta a importância de contar com informação acerca do comportamento de uma espécie em outras regiões ao avaliar sua possível introdução ou estabelecer medidas de monitoramento e controle de espécies já presentes (Ziller & Zalba 2007).

A maioria das espécies que conseguiu estabelecer populações espontâneas no Pampa foi introdu-

▼ Tabela 24.1 | Espécies lenhosas presentes no Pampa que demonstraram capacidade de se reproduzir e expandir com êxito no novo ambiente, utilizadas na análise sobre êxito de invasão.

Família	Espécie	Família	Espécie
Aceraceae	*Acer negundo*	Pinaceae	*Pinus taeda*
Arecaceae	*Phoenix canariensis*	Pinaceae	*Pinus elliottii*
Cupressaceae	*Cupressus sempervirens*	Pinaceae	*Pinus halepensis*
Elaeagnaceae	*Elaeagnus angustifolia*	Pinaceae	*Pinus patula*
Euphorbiaceae	*Ricinus communis*	Pinaceae	*Pinus pinaster*
Fabaceae	*Acacia dealbata*	Pinaceae	*Pinus pinea*
Fabaceae	*Acacia longifolia*	Pinaceae	*Pinus radiata*
Fabaceae	*Acacia mearnsii*	Pittosporaceae	*Pittosporum tobira*
Fabaceae	*Acacia melanoxylon*	Rosaceae	*Crataegus monogyna*
Fabaceae	*Amorpha fruticosa*	Rosaceae	*Prunus mahaleb*
Fabaceae	*Genista monspessulana*	Rosaceae	*Pyracantha angustifolia*
Fabaceae	*Gleditsia triacanthos*	Rosaceae	*Rosa rubiginosa*
Fabaceae	*Robinia pseudoacacia*	Rosaceae	*Rubus fruticosus*
Fabaceae	*Spartium junceum*	Rosaceae	*Rubus ulmifolius*
Fabaceae	*Ulex europaeus*	Rutaceae	*Citrus limon*
Lauraceae	*Laurus nobilis*	Salicaceae	*Populus alba*
Moraceae	*Morus alba*	Salicaceae	*Salix babylonica*
Myrtaceae	*Eucalyptus camaldulensis*	Salicaceae	*Salix fragilis*
Myrtaceae	*Eucalyptus globulus*	Salicaceae	*Salix viminalis*
Myrtaceae	*Eucalyptus viminalis*	Simaroubaceae	*Ailanthus altissima*
Oleaceae	*Fraxinus americana*	Tamaricaceae	*Tamarix chinensis*
Oleaceae	*Fraxinus lanceolata*	Tamaricaceae	*Tamarix ramosissima*
Oleaceae	*Ligustrum lucidum*	Ulmaceae	*Ulmus pumila*
Oleaceae	*Ligustrum sinense*		

zida em muitas localidades ou plantada em grandes extensões, demonstrando a importância da pressão de propágulos na probabilidade de invasão. Entretanto, nove espécies (20%) conseguiram avançar sobre remanescentes de campos naturais apesar de terem sido plantadas em poucas localidades ou ocupar superfícies pequenas. Quanto ao ajuste climático, nossa análise revelou que três de cada quatro espécies lenhosas que colonizaram áreas do Pampa provêm de áreas com clima temperado úmido, em concordância com os climas predominantes na região receptora (Kottek *et al.* 2006). Cerca de 64% das espécies estudadas não apresentam requisitos específicos de hábitat, a maioria é árvores e entre os poucos arbustos invasores se destacam a mamona (*Ricinus communis*), o tojo (*Ulex europaeus*) e a giesta-comum (*Spartium junceum*), por sua capacidade invasora.

▼ Tabela 24.2 | Chave de atributos biológicos considerados na análise sobre êxito de invasão no Pampa.

Variável	Estado
Pertence a um gênero com espécies nativas no pampa	Sim (1)/ Não (0)
Pertence a uma família com espécies nativas no pampa	Sim (1) / Não (0)
Invasora na Europa (registrada na Base de Dados da UICN)	Sim (1) / Não (0)
Invasora na África (registrada na Base de Dados da UICN)	Sim (1) / Não (0)
Invasora na Ásia (registrada na Base de Dados da UICN)	Sim (1) / Não (0)
Invasora nas Ilhas do Pacífico (registrada na Base de Dados de PIER)	Sim (1) / Não (0)
Invasora na América do Norte (registrada na Base de Dados da USDA)	Sim (1) / Não (0)
Invasora na América Central e Caribe (registrada na Base de Dados da I3N Jamaica e Costa Rica)	Sim (1) / Não (0)
Invasora na América do Sul (registrada na Base de Dados da I3N Equador, Paraguai e Colômbia)	Sim (1) / Não (0)
Número de continentes	Soma dos registros de todas as bases de dados
Tipo de ambiente que prefere I	Psamófila (1); Rupestre (2); Hidrófila (3); Halófila (4); Generalista (5)
Tipo de ambiente que prefere II	Heliófila (1); Ombrófila (2); Sem preferência (3)
Tempo de geração mínimo	Um ano ou menos (3); Um a três anos (2); Mais de três anos (1)
Tipo de reprodução I	Sexual (1); Vegetativa (2); Ambas (3)
Mecanismo principal de dispersão	Catacorese (explosão) (1); Como contaminante de produtos (áreas de cultivo, sementes) (2); Ectozoocoria (3); Água (4); Vento (5); Endozoocoria (6)
Persistência no Banco de Sementes	Sementes viáveis por menos de um ano (1); sementes viáveis entre 1 e 10 anos (2); Sementes viáveis por mais de 10 anos (3)
Resiste à herbivoria por grandes herbívoros	Sim (1); Não (0)
Efeito do fogo na reprodução	Negativa (1); Neutra (2); Positiva (3)
Capacidade de rebrote da planta adulta depois de incêndio	Sim (1); Não (0)
Forma de vida	Árvore (1); Arbusto (2); Liana (3)
Ano de introdução	Menos de 10 anos (1); Entre 10 e 25 anos (2); Entre 25 e 50 anos (3); mais de 50 anos (4)
Esforço de introdução	Poucas plantações pequenas (1); Poucas plantações extensas (2); Numerosas plantações pequenas (3); Muitas plantações extensas (4)
Similaridade entre climas de lugares de origem e pampa	Muito alta (4); Alta (3); Moderada (2); Nula (1)
Tipo de introdução	Acidental (1); Voluntária (2)
Uso humano que favorece sua introdução voluntária	Sim (1); Não (0)

A reprodução e a dispersão dos diásporos são características importantes no processo de colonização (Ruiz & Carlton 2003). Das espécies avaliadas 60% se reproduzem tanto sexual como vegetativamente. Das espécies que produzem sementes viáveis, 58% se dispersam pelo vento e as restantes por endozoocoria, podendo-se encontrar espécies que apresentam ambos mecanismos, como o caso

da acácia-negra e da acácia-de-três-espinhos (*Gleditsia triacanthos*). Uma de cada três espécies invasoras produz sementes antes dos três anos e 27% do total forma banco de sementes que permanecem viáveis no solo por mais de 10 anos.

A informação disponível sobre os efeitos do fogo e da herbivoria sobre estas espécies é escassa. Encontramos dados para apenas a metade das espécies analisadas, sendo que 75% resiste à herbivoria por grandes herbívoros, 91% tem a reprodução estimulada pelo fogo e 75% tem a capacidade de rebrotar logo após incêndios. Algumas espécies, como a tamareira-das-canárias (*Phoenix canariensis*), o tamarindo-rosa (*Tamarix ramosissima*), a acácia-negra (*Acacia melanoxylon*) e a amoreira (*Rubus ulmifolius*) apresentam estas três condições.

Representações sociais sobre o Pampa e sobre as plantas lenhosas invasoras

As invasões biológicas são processos mediados por humanos. As pessoas atuam como vetores de introdução acidental ou voluntária; promovem mudanças ambientais que podem debilitar a resistência dos ecossistemas naturais; sofrem as conseqüências do avanço das espécies invasoras e têm a capacidade de atuar de maneira direta ou de apoiar estratégias de prevenção, controle e erradicação. Assim, a invasão por espécies exóticas deveria ser vista como um desafio sócio-ambiental que excede o campo estritamente biológico (Perrings (Perrings *et al.* 2000, Perrings *et al.* 2005, García-Llorente *et al.* 2008) e seu manejo efetivo requer, necessariamente, a participação de diferentes setores da sociedade (McNeely 2001). Entretanto, apenas recentemente sugiram preocupações sobre as percepções e atitudes públicas com relação às espécies exóticas invasoras e às ações de erradicação e controle (Simberloff 2005, Fraser 2006, Hulme 2006, Bremner & Park 2007, Fischer & van der Wal 2007, Fischer & Young 2007).

As espécies exóticas invasoras usualmente apresentam algum benefício econômico real ou percebido para algum setor da sociedade, ou agradam a alguém (Baskin 2002). Esta situação pode ser particularmente importante no caso do avanço de espécies lenhosas. Já foram propostas explicações evolutivas e culturais para interpretar as preferências humanas por diferentes tipos de vegetação (Williams & Cary 2001). Diversos trabalhos relatam que os ambientes de pradarias abertas, com poucas ou sem árvores, recebem uma valoração inferior a aqueles com uma extensa cobertura florestal (Ruddell & Hammitt 1987, Kaplan *et al.* 1989, Cook & Cable 1995). Na mesma direção, a expansão da atividade florestal é em geral consentida socialmente como benéfica para o ambiente (Wright *et al.* 2000, Vasques *et al.* 2007) ainda que o tema seja controverso e que a expansão da atividade florestal baseada em espécies exóticas sobre áreas de campos naturais tenha sido particularmente pouco estudada. Entre as críticas está a falta de distinção entre florestas nativas e exóticas (Perz 2007) e entre as regiões naturalmente florestais e as não-florestais (Farley 2007). Como resultado, os campos naturais apresentam uma vulnerabilidade cultural à invasão que se soma à vulnerabilidade ecológica.

Na região pampeana, os embates recentes de diferentes segmentos sociais favoráveis à presença de florestas plantadas e contrários a ela, na perspectiva ambiental demarcada acima, estão estabelecendo uma nova arena sócio-ambiental (Hannigan 2000) em torno da problemática da transformação dos campos naturais em plantações de árvores baseadas em espécies exóticas. Nesta arena, ainda em construção, não está claro o conjunto dos segmentos sociais envolvidos e suas potenciais alianças e opositores. Na base deste conflito, estabelece-se uma disputa por construir representações sociais do Pampa e da silvicultura em termos de valores, ameaças e significados que dê sustentação à ação destes grupos. Representações sociais são construções de significado que organizam as atitudes dos grupos sociais (Jodelet 1989, Abric 1997). Considerando que a vulnerabilidade cultural caracterizada acima confere grande vantagem simbólica na arena de disputa para os grupos econômicos e políticos interessados no cultivo de árvores exóticas, cabe aos ambientalistas compreender e organizar um

discurso coerente e competente para se contrapor e interferir neste processo. Neste contexto, nosso grupo parte da premissa de que o Pampa deve passar a ser considerado como uma paisagem de valor social suficiente para que seja possível conter, ou no mínimo regulamentar melhor, a introdução de espécies invasoras.

Como parte deste trabalho identificamos nos três países as representações sociais presentes em diferentes setores sociais que se relacionam de maneira direta ou indireta com a vida nos campos ou com o uso de árvores exóticas para diferentes finalidades. Esta análise é aqui apresentada de forma sintética. A paisagem do Pampa é aqui definida como esse espaço geográfico dominado por campos, utilizados desde a colonização européia predominantemente para a criação de gado, numa economia baseada em grandes estabelecimentos rurais, com baixa densidade populacional e onde se desenvolveu a cultura do gaúcho. Compilamos e analisamos textos, artigos jornalísticos, sítios da Internet, revistas e panfletos publicitários publicados em meios impressos ou digitais na Argentina, Brasil ou Uruguai e determinamos o setor social que os produziu. Identificamos neste material os seguintes setores: "florestal", que inclui empresas e pessoas que se dedicam à silvicultura e atividades derivadas dela; agricultores e pecuaristas; setores governamentais; organizações ambientalistas não governamentais; pesquisadores; setor técnico, compreendido aqui por aquelas pessoas com formação média ou superior que realizam atividades de extensão rural ou implementam técnicas investigadas por outros; e um setor de movimento social representado, exclusivamente no Brasil, o Movimento de Trabalhadores Rurais sem Terra (MST).

No setor "florestal" (silvicultura) encontramos posicionamentos relativamente homogêneos nos três países, sendo a representação dominante a que outorga à região pampeana um valor puramente econômico. Este setor destaca que a atividade tem alta rentabilidade, abre novos mercados e produz mais e melhores postos de trabalho. Na Argentina e no Uruguai este setor sustenta que a atividade da silvicultura é compatível e promotora de integração com as atividades tradicionais de pecuária e agricultura. Desde o ponto de vista ecológico, a representação dominante atribui valor às árvores e exclui os campos naturais. No Brasil, por exemplo, o setor declara promover o "florestamento" em áreas que chamam de "disponíveis", sem jamais mencionar a formação vegetal campestre, algumas vezes referindo uma área total de 15 milhões de hectares, que coincide com a área ocupada por vegetação campestre nativa do estado do Rio Grande do Sul. Em alguns textos, este setor afirma promover a proteção do meio ambiente através do plantio de árvores. São mencionados os benefícios do "florestamento" na captura de carbono, que colabora para reduzir os efeitos da mudança climática, e a melhora de solos degradados e da paisagem. No Uruguai, as empresas afirmam promover a conservação da biodiversidade, ao manter e manejar fragmentos de ecossistemas nativos em suas propriedades. Apenas uma empresa no Uruguai reconhece o poder invasor do gênero *Pinus* e mantém ações de controle sobre áreas adjacentes aos cultivos. Apesar da semelhança nos argumentos, o desenvolvimento do setor foi diferente nos três países. Na região pampeana argentina, esta atividade prosperou em grau menor, em contraste com o progressivo aumento da superfície com silvicultura no Brasil e Uruguai. Isto se deve a fatores econômicos, uma vez que a rentabilidade da silvicultura não é competitiva com as atividades agropecuárias na Argentina, onde o Pampa corresponde a uma das mais produtivas regiões do país.

As percepções de agricultores e pecuaristas são diferentes, na Argentina em relação ao Brasil e ao Uruguai, quanto ao valor do "florestamento". Na Argentina as fontes analisadas não mostram posturas nem a favor nem contra ao plantio de árvores. É marcante no Uruguai a ausência de menções explícitas aos campos naturais, ainda que o setor mencione a pecuária como a principal atividade econômica do país. Neste país estão presentes manifestações de preocupação com a competição pelo uso da terra em função do avanço da atividade florestal liderada por grandes empresas multinacionais, que poderiam ameaçar a permanência no campo de pequenos produtores. Grupos de pequenos e médios pecuaristas e agricultores uruguaios que possuem campos em áreas próximas a grandes plantações

florestais manifestam a preocupação com a redução na disponibilidade de água. Ainda assim, no Uruguai, bem como no Rio Grande do Sul, as posições dominantes do setor são de apoio à silvicultura, com base em valores econômicos, como a diversificação da atividade rural, que levaria à melhoria da rentabilidade e da qualidade de vida. Neste Estado aparecem ainda menções de apoio que remetem ao valor da silvicultura como uma forma de proteger o meio ambiente.

As ONGs ambientalistas no Uruguai e no Rio Grande do Sul manifestam-se claramente contra a atividade da silvicultura, enquanto que na Argentina não se observam exposições diretas sobre esta problemática, mas sim a favor da conservação dos campos naturais e sua biodiversidade nativa. A grande maioria das ONGs no Uruguai e no Brasil argumenta que os impactos sobre os serviços ecológicos serão fortes, como a redução da disponibilidade e qualidade de água e a erosão do solo, e que haverá perda de biodiversidade ou até extinção local de espécies da flora e da fauna. O número de textos produzidos por este setor é grande, porém sua divulgação ocorre em meios de comunicação segmentados, destinados ao público que se interessa por assuntos ambientais. Em ambos os países, as ONGs ambientalistas contrariam os argumentos apresentados pelo setor "florestal", num claro embate. No Uruguai, as ONGs mencionam o aparecimento de pragas quando os campos naturais são substituídos por plantações de árvores. ONGs brasileiras e uruguaias mencionam a competição da silvicultura com a produção de alimentos, a necessidade de defender valores históricos, culturais e paisagísticos dos campos nativos, além de impactos sobre a saúde da população devidos ao uso de agrotóxicos e poluição inerente à fabricação da celulose. Algumas ONGs brasileiras fazem referência ainda ao valor religioso dos campos. No Brasil a grande maioria dos argumentos utilizados pelas ONGs também é apoiada por movimentos sociais, como o Movimento dos trabalhadores Sem Terra e a Via Campesina.

As manifestações dos segmentos de governo são contraditórias, refletindo cada uma o setor social ao qual sua atividade se vincula. Os segmentos vinculados a políticas ambientais mencionam o valor intrínseco e ecológico dos campos naturais na Argentina e pouco se manifestam em relação aos plantios de árvores. No Brasil este segmento reconhece os valores de conservação na medida em que anuncia a criação de novas áreas protegidas e adota discursos conciliatórios em relação à silvicultura. Neste país, segmentos de governo, voltados ao desenvolvimento regional, destacam que os plantios de exóticas atendem a planos ministeriais. O Governo Estadual do Rio Grande do Sul promove a atividade da silvicultura e a produção de celulose associada a ela como uma das principais oportunidades de desenvolvimento econômico para todo o Estado, alimentando uma percepção da região pampeana como um grande espaço vazio e economicamente deprimido, onde os principais empecilhos ao desenvolvimento são questões ambientais. O governo do Uruguai compartilha as representações do setor florestal e promove a atividade como política de estado, outorgando vantagens econômicas em relação à pecuária e à agricultura. Paralelamente, existem programas destinados fundamentalmente a pequenos e médios produtores que promovem a conservação e o manejo sustentável dos campos naturais para pecuária. As manifestações governamentais neste país não mencionam possíveis impactos ambientais do cultivo de árvores exóticas.

O setor acadêmico nos três países, assim como os diferentes segmentos de governo, também parece se posicionar de acordo com seu viés de atuação profissional. Segmentos preocupados com questões ambientais tendem a se posicionar contrários à atividade da silvicultura, enquanto que segmentos voltados ao setor produtivo tendem a rebater os argumentos dos primeiros. Cabe destacar que não foram considerados artigos científicos na análise das representações deste setor. Manifestações mais explícitas sobre questões relacionadas com invasões biológicas apareceram apenas no Brasil. Um pesquisador, por exemplo, afirma em meios não acadêmicos que "*Existem vários modos de se prover esse controle, amplamente difundidos, ainda que solenemente negligenciados nos plantios efetuados no Brasil*" e lembra que "*Pinus*" é um gênero com cerca de 113 espécies, "*logo é uma generalização inadequada dizer que Pinus é uma planta invasora, dizer o inverso também*". Outro

pesquisador afirma que o *Pinus* provoca contaminação biológica e afirma que as "*empresas devem se preocupar com o controle, que tem seu custo*" (Favreto 2008).

Nos setores mais estritamente técnicos raramente se encontram representações que outorguem valor ao ambiente *per se*, que tende a ser percebido como um espaço onde realizar atividades produtivas. A representação da árvore como "boa" em qualquer ambiente está fortemente instalada no setor e é utilizada como um argumento a favor do "respeito" para com o ambiente nos três países. No Uruguai, as fontes analisadas de um grupo específico de técnicos (*Plan Agropecuario*) manifesta a preocupação com a perda de terras dedicadas à pecuária, ao mesmo tempo em que se considera a atividade da silvicultura compatível com ela e reconhece o valor da captura de carbono.

A partir dessa análise podemos observar que a problemática da conservação de campos naturais e do controle das invasões biológicas por espécies lenhosas não estão instalados na região estudada. Está presente, apenas, o embate em torno do "florestamento" com exóticas, especialmente no Brasil e no Uruguai. Não existe um debate em torno de outras motivações para a introdução de plantas lenhosas exóticas, como a arborização urbana ou o uso ornamental, por exemplo. O valor de preservação dos campos não está presente na maioria dos setores envolvidos na problemática, por ter sido até aqui construído como significado válido a partir apenas de uma mediação baseada no conhecimento científico ecológico, enquanto que a ótica dos demais setores analisados é econômica e cultural. Além disso, observamos que praticamente não existem posicionamentos de colaboração entre os segmentos sociais. Ao contrário, predomina, especialmente no Brasil e Uruguai, uma franca oposição entre os setores estudados, embora existam escassas iniciativas de aproximação entre pecuaristas e ambientalistas nestes países. O risco de invasão sobre campos naturais é raramente mencionado nos discursos, assim como a valoração intrínseca dos ecossistemas de campos naturais. Entre os setores que se manifestam a favor da silvicultura, as representações que prevalecem têm forte vinculação com a idéia de progresso e de benefícios sociais e econômicos. Os grupos que manifestam uma oposição enfatizam os efeitos contrários a um desenvolvimento ambientalmente sustentável e socialmente justo. Aqueles que divulgam a idéia de desenvolvimento econômico, em geral, têm vínculos com a atividade da silvicultura. Os que se opõem, incluem os setores historicamente relacionados com a resistência a ações que resultem em degradação ambiental ou que beneficiam grupos sociais dominantes. Esse último grupo tende a produzir abundante material escrito, mas de divulgação restrita. Em síntese, parece ser que a apresentação da problemática da preservação dos campos e do controle das invasões biológicas por espécies lenhosas ainda está em fase inicial no Pampa Transnacional. Está em aberto a tarefa de instalar estas exigências ambientais na sociedade.

Transformações ambientais e invasões biológicas como agentes de mudanças na saúde humana

O impacto das invasões biológicas excede o âmbito estritamente ambiental (Van Wilgen *et al.* 1988). Segundo Nentwig (2007), as espécies exóticas invasoras são responsáveis por perdas econômicas superiores a 5% do produto bruto global; por milhões de mortes humanas causadas por patógenos, parasitas e vetores e por mais de 20% das perdas na produção mundial de alimentos. Os seres humanos dependem, para a sua sobrevivência, dos serviços oferecidos pelos ecossistemas, como água, alimentos, ar, abrigo e energia. A saúde humana é um indicador chave do desenvolvimento em bases sustentáveis (McCool & Stankey 2004, Malheiros *et al.* 2008). Cerca de 25% das doenças do mundo são causadas por riscos ambientais, como doenças transmitidas por vetores, mudanças climáticas e desastres naturais (Mainka *et al.* 2005). O padrão de uso da terra pode afetar a saúde humana de maneira direta ou indireta. As práticas de uso da terra podem gerar benefícios através do aumento da produção de alimentos e da geração de riquezas, que melhoram a situação sócio-econômica da população e então sua situação de saúde. Por outro lado, as mudanças na matriz

produtiva de uma região ou país podem ter custos negativos importantes, levando à degradação da terra e escassez de água e provocando mudanças na ecologia de patógenos, que por sua vez influenciam a saúde humana, aumentando a vulnerabilidade a infecções e a incidência de doenças (Collins 2001). Quando espécies exóticas são introduzidas, elas podem alterar o ecossistema, impactando a biodiversidade e alterando a relação hospedeiro-parasita (Chang *et al.* 1997, Lounibos 2002, Patz *et al.* 2004, Telfer *et al.* 2005). Por outro lado, a diminuição da diversidade de hábitats pela perda de área da paisagem nativa pode aumentar as taxas de transmissão de doenças (Ezenwa *et al.* 2006, Vittor *et al.* 2006). O manejo de ecossistemas tem sido um dos meios empregados para controlar a distribuição de vetores de doenças (Yaméogo *et al.* 2004), criando um hábitat confortável para a vida dos seres humanos, provendo alimento, nutrição, medicamentos, clima favorável e serviços estéticos e culturais. A multicausalidade da maioria das doenças dificulta a observação da associação existente entre ambiente e saúde.

Na América do Sul, embora o conhecimento acerca do problema das invasões biológicas e das alterações na estrutura da paisagem que elas provocam seja ainda incipiente, se conhecem vários exemplos de espécies de plantas, animais, algas e microorganismos responsáveis por impactos ambientais, econômicos e sociais (Matthews & Brand 2005, Arrarte 2007, Jobbagy & Jackson 2007). Campos nativos, usualmente destinados à criação extensiva de gado vêm sendo substituídos por plantações comerciais de *Pinus*, *Eucalyptus* e *Acacia*, causando mudanças importantes na estrutura da paisagem e alterando a distribuição dos recursos naturais e de algumas doenças. No Uruguai, a substituição dos campos nativos por plantações dessas espécies tem diminuído a disponibilidade de água (Arrarte 2007) e ocasionado mudanças na qualidade da água disponível, aumentando o grau de salinização (Jobbagy & Jackson 2007). Os possíveis efeitos sobre a produção de alimentos, disponibilidade de água para o consumo humano e suas implicações como possíveis aumentos de conflitos e migrações, ainda não foram avaliados. A substituição de campos nativos por cultivos anuais no Norte da Argentina modificou o padrão de distribuição e infecção de vetores, levando a um aumento da incidência de febre hemorrágica por antavirus (Daily & Ehrlich 1996, Polop *et al.* 2007). No Brasil, modificações no ambiente natural têm levado a expansão de vetores e aumento da incidência de varias doenças, entre elas, malária, dengue e febre amarela.

Estudar a associação entre modificações no uso do solo e seus possíveis efeitos na saúde da população não é tarefa fácil, seja pela natureza multicausal da maioria das doenças ou pela dificuldade de se adquirir dados de exposição individual. Dados agregados têm sido usados para analisar a associação entre ambiente e saúde. Algumas variáveis de saúde, como o coeficiente de mortalidade infantil, têm sido usadas como indicadores das condições de vida da população, seu desenvolvimento sócio-econômico e infra-estrutura ambiental, bem como acesso e qualidade de recursos para atenção à saúde (REDE 2008). Neste trabalho, usamos dados de impacto do PIB gerado pela silvicultura no Rio Grande do Sul para o ano de 2003 (FEPAM 2007) e dados de mortalidade infantil dos anos 1995 a 2005, obtidos junto do Sistema de Informações sobre Nascidos Vivos – SINASC (DATASUS 2009), para analisar os efeitos do tipo de matriz produtiva sobre este importante indicador de saúde pública. A análise foi limitada a esta região pela falta de dados adequados para a Argentina e Uruguai. Analisando os dados de mortalidade infantil, podemos notar que a área denominada Pampa, no sul do Brasil, apresenta indicadores médios de mortalidade infantil maiores (CMI médio= 15,88), quando comparados com a metade norte do Estado (CMI= 13,58, $p< 0,01$), excluindo-se a região metropolitana. A região metropolitana foi excluída da análise por apresentar características sócias demográficas muito diversas da área de estudo, especialmente no que se refere a sua matriz produtiva. Os coeficientes de mortalidade infantil médios aumentam de acordo com o impacto da silvicultura no PIB municipal (Fig. 24.7). A mortalidade infantil é maior nas áreas onde o impacto econômico de plantações de árvores comerciais no PIB municipal é maior ($R^2= 0,07$; $p= 0,05$), mesmo quando corrigido pelo PIB *per capita* do município ($R^2= 0,10$; $p= 0,04$). Esta associação pode ser devida a

um efeito direto do tipo de matriz produtiva ou pode ser indiretamente afetada por outros indicadores sócio-econômicos, o que ainda merece maior investigação. Vários outros fatores podem estar associados à mortalidade infantil, como as condições de vida da população, a atenção à saúde, a escolaridade da mãe, entre outros aspectos. Da mesma maneira, não se pode descartar que a historia econômica dos municípios também possa ter influência nesta associação.

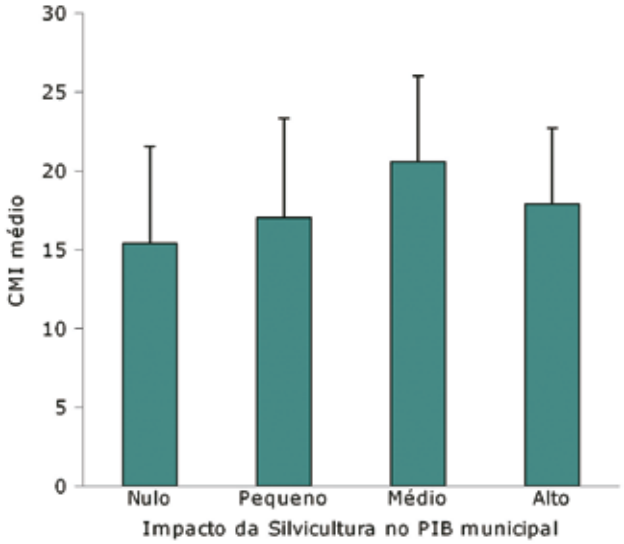


Figura 24.7 Coeficiente de mortalidade infantil médio (CMI) dos anos 1995 a 2005, nos municípios do Pampa no Rio Grande do Sul de acordo com o impacto da silvicultura no PIB municipal.

Perspectivas para reduzir o impacto das espécies lenhosas exóticas no Pampa

As ações de manejo de espécies exóticas invasoras podem ser organizadas em três categorias principais: (i) prevenção, (ii) detecção prematura e controle precoce, e (iii) controle de longo prazo ou erradicação (Wittenberg & Cock 2001, Ziller *et al.* 2007). À medida que os processos de invasão avançam as possibilidades de intervir de maneira eficaz se reduzem de maneira significativa. Por este motivo, as ações de prevenção devem ter máxima prioridade (McNeely *et al.* 2001, Ziller & Zalba 2007). Entre as ações de prevenção se destaca a preparação de sistemas de análise de risco e de detecção de vetores e rotas de dispersão (Kolar & Lodge 2001, Stohlgren & Schnase 2006, Andersen 2008, Zalba & Ziller 2008). Estes sistemas permitem reduzir as probabilidades de introdução, estabelecimento e expansão de espécies introduzidas e podem ser aplicados tanto em nível de fronteiras nacionais como para regiões ou localidades. A eficiência das ações de controle e erradicação, por outro lado, depende em grande medida de um adequado conhecimento da biologia das espécies invasoras, das características do ecossistema receptor e das transformações que o ecossistema está sofrendo em larga escala (Vitousek 1990, Zavaleta *et al.* 2001, Travis & Park 2004, Brooks 2007, Chornesky & Randall 2007, Cuevas & Zalba 2009).

É crítico recordar que as ações de manejo se desenvolvem num cenário social, econômico e político que requer uma atenção ao menos tão cuidadosa quanto à destinada aos aspectos biológicos e ecológicos do problema (Binimelis *et al.* 2007). Neste campo, Le Maitre *et al.* (2000) reconhecem dois pontos principais de intervenção sobre o componente cultural das invasões biológicas: prevenir a introdução de propágulos de espécies potencialmente invasoras e desenvolver estratégias de colaboração com organizações que dependem das espécies exóticas, como o setor da silvicultura e de comércio de espécies ornamentais, para minimizar a introdução e uso de espécies potencialmente invasoras. A promoção de códigos voluntários de conduta e regulamentos governamentais para o uso de espécies de risco é uma possibilidade. Ao mesmo tempo, é crítico desenvolver estratégias de comunicação focadas na valoração da biodiversidade do Pampa e dos serviços ecológicos proporcionados pelos ecossistemas de campos naturais. A competência dos grupos sociais em construir significados acerca do impacto das invasões e dos valores do Pampa irá representar um fator importante no destino dos Campos Sulinos nos próximos anos.

Agradecimentos

Agradecemos a Joanna Wolaver e Aduardo Audibert pelas contribuições ao projeto. Este trabalho foi apoiado pelo CNPq, Edital MCT/CNPq 05/2007 – PROSUL, processo 490629/2007-5.

Referências

Abric J.C. 1997. Les représentations sociales: aspects théoriques. In: *Pratiques sociales et représentations* (ed. Abric JC). PUF Paris, pp. 11-16.

Amiotti N.M., Zalba P., Sánchez L.F. & Peinemann N. 2000. The impact of single trees on properties of loess-derived grassland soils in Argentina. *Ecology* 81: 3283-3290.

Arrarte C.P. 2007. *Plantaciones Forestales e impactos sobre el ciclo del agua. Un análisis a partir del desarrollo de las plantaciones forestales en Uruguay*, Montevideo, 56 p.

Astrada C. 1982. *El mito Gaucho*. Ed. crítica Guillermo Davis ed. Fondo Nacional de las Artes, Buenos Aires, 166 p.

Barrán J.P. & Nahum B. (eds.) 1978. *Agricultura, crédito y transporte bajo Batlle (1905 – 1914)*. Ediciones de la Banda Oriental, Montevideo, 653 p.

Baskin Y. 2002. *A plague of rats and rubbervines: The growing threat of species invasions*. Shearwater Books/Island Press, Washington, D.C., 385 p.

Bazzaz F.A. 1986. Life history of colonizing plants:some demographic, genetic and physiological features. In: *Ecology of biological invasions of North America and Hawaii* (eds. Mooney HA & Drake JA). Springer-Verlag, New York, pp. 96-110.

Bethell L. 1999. *História da América Latina: América Latina Colonial* Brasília, 872 p.

Bilenca D.N. & Miñarro F.O. 2004. *Identificación de áreas valiosas de pastizal em las pampas y campos de Argentina, Uruguay y sur de Brasil.* Fundación Vida Silvestre Argentina, Buenos Aires, 323 p.

Binimelis R., Born W., Monterroso I. & Rodriguez-Labajos B. 2007. Socio-economic impact and assessment of biological invasions. In: *Biological Invasions* (ed. Nentwig W). Springer-Verlag, Berlin, pp. 331-347.

Boldrini I.I. 2006. Biodiversidade dos Campos Sulinos. In: *Simpósio de forrageiras e produção animal* (ed. Agrometeorologia DdPFe). Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre, pp. 11-23.

Brailovsky A.E. & Foguelman D. 1995. *Memoria verde: historia ecológica de la Argentina*. Editorial Sudamericana, Buenos Aires, 375 p.

Bremner A. & Park K. 2007. Public attitudes to the management of invasive non-native species in Scotland. *Biological Conservation* 139: 306-314.

Brooks M.L. 2007. Effects of land management practices on plant invasions in wildland areas. In: *Biological Invasions* (ed. Nentwig W). Springer-Verlag, Berlin, pp. 147-162

Burke M.J.W. & Grime J.P. 1996. An experimental study of plant community invasibility. *Ecology* 77.

Campal E. 1967. *Hombres, tierras y ganados*. Editorial Arca, Montevideo, 107 p.

Chang M.S., Hii J., Buttner P. & Mansoor F. 1997. Changes in abundance and behaviour of vector mosquitoes induced by land use during the development of an oil palm plantation in Sarawak. *Trans. R. Soc. Trop. Med. Hyg.* 91: 382-386.

Charles H. & Dukes J.S. 2007. Impacts of invasive species on ecosystem services. In: *Biological Invasions* (ed. Nentwig W). Springer-Verlag Berlin, Heidelberg, pp. 217-238.

Chornesky E.A. & Randall J.M. 2007. The threat of invasive alien species to biological diversity: setting a future course. *Annals of the Missouri Botanical Garden* 90: 67-76.

Clout M.N. 2002. Biodiversity loss caused by invasive alien vertebrates. *European Journal of Wildlife Research* 48: 51-58.

Clout M.N. & Lowe S.J. 1997. Biodiversity loss due to biological invasion: prevention and cure. In: *Conserving Vitality and Diversity: Congress Workshop on Alien Invasive Species* (ed. IUCN). Canadian Wildlife Service, Canada, Ottawa, pp. 29-40.

Collins A.E. 2001. Health ecology, land degradation and development. *Land Degradation and Development* 12: 237-250.

Cook P.S. & Cable T.T. 1995. The scenic beauty of shelterbelts on the Great Plains. *Landscape and Urban Planning* 32: 63-69.

Cuevas Y.A. & Zalba S.M. 2009. Recovery of native grasslands after removing invasive pines. *Restoration Ecology*. (Published Online: 11 Feb 2009)

Curnutt J.L. 2000. Host-area-specific climate-matching: similarity breeds exotics. *Biological Conservation* 94: 341-351.

Dai X. 2000. Impact of cattle dung deposition on the distribution pattern of plant species in an alvar limestone grassland. *Journal of Vegetation Science* 11: 715-724.

Daily G.C. & Ehrlich P.R. 1996. Global change and human susceptibility to disease. *Annual Review of Energy and Environment* 21: 125-144.

DATASUS 2009. Sistema de Informações sobre Nascidos Vivos – SINASC. URL http://w3.datasus.gov.br/datasus/datasus.php

Davis M.A., Grime P. & Thompson K. 2000. Fluctuating resources in plant communities: a general theory of invisibility. *Journal of Ecology* 88: 528–534.

De Bello F., Thuiller W., Leps J., Choler P., Clément J.-C., Macek P., Sebastià M.T. & Lavorel S. 2009. Partitioning of functional diversity reveals the scale and extent of trait convergence and divergence. *Journal of Vegetation Science* 20.

Del Puerto O. 1987. *Vegetación del Uruguay*. Facultad de Agronomía, Montevideo, 16 p.

Dinerstein E., Olson D., Graham D., Webster A., Primm S., Bookbinder M. & Ledec G. 1995. *A conservation assessment of the terrestrial ecoregions of Latin America and the Caribbean*. The World Bank and World Wildlife Fundation, Washington, D.C.

Donlan C.J. & Wilcox C. 2008. Diversity, invasive species and extinctions in insular ecosystems. *Journal of Applied Ecology* 45: 1114-1123.

Dukes J.S. & Mooney H.A. 1999. Does global change increase the success of biological invaders? *Trends in Ecology and Evolution* 14: 135-139.

Ezenwa V.O., Godsey M.S., King R.J. & Guptill S.C. 2006. Avian diversity and West Nile virus: testing associations between biodiversity and infectious disease risk. *Proc. Biol. Sci.* 273: 109-117.

Farley K.A. 2007. Grasslands to Tree Plantations: Forest transition in the Andes of Ecuador. *Annals of the Association of American Geographers* 97: 755-771.

Favreto R. 2008. Jornal Gazeta do Povo. Curitiba, PR. Edição de 21 de maio de 2008.

Fischer A. & van der Wal R. 2007. Invasive plant suppresses charismatic seabird – the construction of attitudes towards biodiversity management options. *Biological Conservation* 135: 256-267.

Fischer A. & Young J.C. 2007. Understanding mental constructs of biodiversity: implications for biodiversity management and conservation. *Biological Conservation* 136: 271-282.

Fox M.D. & Fox B.J. 1986. The susceptibility of natural communities to invasion. In: *Ecology of Biological Invasions: An Australian Perspective* (eds. Groves RH & Burdon JJ). Australian Academy of Science Canberra, pp. 57-66.

Fraser A.R. 2006. *Public attitudes to pest control: A literature review*. Science and Technical Publishing, Wellington, 36 p.

García-Llorente M., Martín-López B., González J.A., Alcorlo P. & Montes C. 2008. Social perceptions of the impacts and benefits of invasive alien species: Implications for management. *Biological Conservation* 141: 2969-2983.

Gautreau P. 2006. Relatos de crisis ambiental en el Río de la Plata. Una evaluación geográfica de 300 años de relatos de "destrucción" de los bosques uruguayos (siglos XVIII al XX). Tese de doutorado em geografia, Université des Sciences et Technologies de Lille; U.F.R de Géographie1. (Disponível em: http://www.elgateado.free.fr) 357 p.

Gomes A.S. & Magalhães Jr. A.M. 2004. *Arroz irrigado no sul do Brasil*. Embrapa, Brasília.

Gorgens A.H.M. & Wilgen B.W. 2004. Invasive alien plants and water resources in South Africa: current understanding, predictive ability and research challenges. *South African Journal of Science* 100: 27-33.

Govender N., Trollope W.S.W. & Van Wilgen B.W. 2006. Effect of fire season, fire frequency, rainfall and management on fire intensity in savanna vegetation in South Africa. *Journal of Applied Ecology* 43: 748-758.

Grando M.Z. & Fochezatto A. (eds.) 2008. *Impactos dos investimentos na cadeia florestal sobre a economia do Rio Grande do Sul*. Fundação Estadual de Economia, Porto Alegre, 93 p.

Grela I.A. 2003. Evaluación del estado succesional de un bosque sub-tropical de quebradas em el norte de Uruguay. *Acta Botânica Brasílica* 17: 315-324.

Hannigan J.A. 2000. *Sociologia ambiental: a formação de uma perspectiva social*. Instituto Piaget, Lisboa, 271 p.

Hobbs J.R. 1991. Disturbance, a precursor to weed invasion in native vegetation. *Plant Protection Quarterly* 6: 99-104.

Hodkinson D.J. & Thompson K. 1997. Plant dispersal: the role of man. *Journal of Applied Ecology* 34: 1484-1496.

Hoffmann W.A. 1999. Fire and population dynamics of woody plants in a neotropical savanna: matrix model projections. *Ecology* 80: 1354-1369.

HORUS 2009. Instituto Horus. URL http://institutohorus.org.br

Hulme P.E. 2006. Beyond control: wider implications for the management of biological invasions. *Journal of Applied Ecology* 43: 835-847.

IABIN-Uruguai 2009. Red Interamericana de Información sobre Biodiversidade – Uruguai. URL http://Uruguaii3n.iabin.net

IABIN 2009. Red Interamericana de Información sobre Biodiversidade. URL <http://i3n.iabin.net>

INBIAR 2009. Rede Interamericana de Informação sobre Biodiversidade – Argentina. URL http://inbiar.org.ar

Jobbagy E.G. & Jackson R.B. 2003. Patterns and mechanisms of soil acidification in the conversion of grasslands to forests. *Biogeochemistry* 64: 205–229.

Jobbagy E.G. & Jackson R.B. 2007. Groundwater and soil chemical changes under phreatophytic tree plantations. *Journal of Geophysical Research* 112: 1-15.

Jodelet D. 1989. *Folies et représentations sociales*. PUF, Paris, 310 p.

Johnstone I.M. 1986. Plant invasion windows: a time-based classification of invasion potential. *Biological Review* 61: 369-394.

Kaplan R., Kaplan S. & Brown T. 1989. Environmental preference: A comparison of four domains of predictors. *Environment and Behavior* 21: 509-530.

Kottek M., Grieser J., Beck C., Rudolf B. & Rubel B. 2006. World Map of the Köppen-Geiger climate classification updated. *Meteorol. Z.* 15: 259-263.

Le Maitre D.C., Versfeld D.B. & Chapman R.A. 2000. The impact of invading alien plants on surface water resources in South Africa: a preliminary assessment. *Water SA* 26: 397-408.

Ledgard N. 2002. The spread of lodgepole pine (Pinus contorta Dougl.) in New Zealand. *Forest Ecology and Management* 141: 43-57.

Leenhardt J. 2002. Fronteiras, fronteiras culturais e globalização. In: *Fronteiras culturais: Brasil, Uruguai, Argentina* (ed. Martins MH). Ateliê Editorial, Porto Alegre, pp. 27-34.

Lindenmayer D. & Fischer J. 2006. *Habitat Fragmentation and Landscape Change: An Ecological and Conservation Synthesis*. Island Press, Washington, D.C.

Lockwood J.L. & McKinney M.L. (eds.) 2001. *Biotic Homogenization*. Kluwer Academic Publishers, New York.

Loidy A. & Zalba S.M. 2009. Feral horses dung piles as invasion windows in natural grasslands. *Plant Ecology* 201: 471-480.

Lonsdale M. 1999. Global patterns of plant invasions and the concept of invisibility. *Ecology* 80: 1522-1536.

Lounibos L.P. 2002. Invasions by insect vectors of human disease. *Ann. Rev. Entomol.* 47: 233-266.

Mack R.N., Simberlof D., Lonsdale W.M., Evans H., Clout M. & Bazzaz F.A. 2000. Biotic invasions: causes, epidemiology, global consequences, and control *Ecological Applications* 10: 689-710.

Maestri M. 2008. O gaúcho não foi uma raça. *Revista eletrônica espaço da Sophia* 16: 1-6. (disponível em www.espacodasophia.com.br)

Mainka S., McNeeley J.A. & Jackson B. 2005. *Depend on Nature. Ecosystem Services supporting Human Livelihoods*, IUCN, Gland, Switzerland, 37 p.

Malheiros T.F., Phlippi J.A. & Coutinho S.M.V. 2008. Agenda 21 nacional e indicadores de desenvolvimento sustentável: contexto brasileiro. *Saúde & Sociedade* 17: 7-20.

Masseti M. & De Marinis A.M. 2008. Prehistoric and Historic Artificial Dispersal of Lagomorphs on the Mediterranean Islands. In: Alves P.C., Ferran N. & Hackländer K. (Eds.). *Lagomorph Biology*. Springer, Berlin, Heidelberg.

Mayo C.A. 1985. *Estancia y sociedad en la pampa*. Editorial Biblos, Buenos Aires, 202 p.

McCool S.F. & Stankey G.H. 2004. Indicators of sustainability: Challenges and opportunities at the interface of science and policy. *Environmental Management* 33: 294-305.

McGarry D., Shackelton C.M., Gambiza J., Shackelton S.E. & Fabricius C.F. 2005. *A rapid assessment of the effects of invasive species on human livelihoods, especially of the rural poor*. Department of Environmental Science, Rhodes University, Grahamstown.

McNeely J.A. 2001. *The Great Reshuffling: Human Dimensions of Invasive Alien Species*. IUCN, Gland and Cambridge.

McNeely J.A., Mooney H.A., Neville L.E., Schei P. & Waage J.K. (eds.) 2001. *Global Strategy on Invasive Alien Species. IUCN on behalf of the Global Invasive Species Programme*. IUCN, Gland, Cambridge.

Mooney H.A. & Hofgaard A. 1999. Biological invasions and global change. In: Sandlund O.T., Schei P.T. & Viken A. (Eds.). *Invasive Species and Biodiversity Management*. Kluwer, Dordrecht, pp. 139-148.

Moraes Vázquez A.I. 2007. Crecimiento del Litoral rioplatense colonial y decadencia de la economía misionera: un análisis desde la ganadería. Investigaciones de Historia Económica 9: 11-44.

Morrone J.J. 2001. *Biogeografía de América Latina y el Caribe*. M&T–Manuales & Tesis SEA, vol. 3. Zaragoza.

Nentwig W. (ed.) 2007. *Biological Invasions. Ecological Studies*. Springer-Verlag, Berlin, Heidelberg, 441 p.

Panetta F.D. & Mitchell N.D. 1991. Homocline analysis and the prediction of weediness. *Weed Research* 31: 273-284.

Patz J.A., Daszak P., Tabor G.M., Aguirre A.A., Pearl M., Epstein J., Wolfe N.D., Kilpatrick A.M., Foufopoulos J., Molyneux D. & Bradley D.J. 2004. Unhealthy landscapes: Policy recommendations on land use change and infectious disease emergence. *Environ. Health Perspect.* 112: 1092-1098.

Perrings C., Dehnen-Schmutz K., Touza J. & Williamson M. 2005. How to manage biological invasions under globalization. *Trends in Ecology and Evolution* 20: 212-215.

Perrings C., Williamson M. & Dalmazzone S.E. (eds.) 2000. *The Economics of Biological Invasions*. Island Press, Cheltenham.

Perz S.G. Grand theory and context-specificity in the study of forest dynamics: Forest transition theory and other directions. *The Professional Geographer* 59: 105-14.

Pesavento S.J. 2002. *História do Rio Grande do Sul*. 9.ed. Mercado Aberto, Porto Alegre, 142 p.

Pimentel D., Zuniga R. & Morrison D. 2005. Update on the environmental and economic costs associated with alien-invasive species in the United States. *Ecological Economics* 52: 273-288.

Polop J., Calderón G., Feuillade M.R., García J., Enria D. & Sabattini M. 2007. Spatial variation in abundance of the junin virus hosts in endemic and nonendemic Argentine haemorrhagic fever zones. *Austral Ecology* 32: 245-253.

Pysek P. & Richardson D. 2007. Traits associated with invasiveness in alien plants: where do we stand? In: *Biological Invasions* (ed. Nentwig W). Springer – Verlag Berlin, pp. 97-126.

REDE Interagencial de Informação para a Saúde. 2008. Indicadores básicos para a saúde no Brasil: conceitos e aplicações. Ficha catalográfica elaborada pelo Centro de Documentação da Organização Pan-Americana da Saúde. Rede Interagencial de Informação para a Saúde – Ripsa. 2.ed. Brasília: Organização Pan-Americana da Saúde. 349 pp.

Rejmánek M. & Richardson D. 1996. What attributes make some plant species more invasive? *Ecology* 77: 1655-1661.

Ricciardi A. 2007. Are modern biological invasions an unprecedented form of global change? *Conservation Biology* 21: 329-336.

Richardson D.M. 1998. Forestry trees as invasive aliens. *Conservation Biology* 12: 18-26.

Richardson D.M. & Higgins S.L. 1998. Pines as invaders in the southern hemisphere. In: *Ecology and Biogeography of Pinus* (ed. Richardson DM). Cambridge University Press, Cambridge, pp. 450-473.

Richardson D.M., van Wilgen B.W. & Nuñez M.A. 2008. Alien conifer invasions in South America: short fuse burning? *Biological Invasions* 10: 573-577.

Richardson D.M., Williams P.A. & Hobbs R.J. 1994. Pine invasions in the Southern Hemisphere: determinants of spread and invadability. *Journal of Biogeography* 21: 511-527.

Rosengurtt B. 1944. Las formaciones campestres y herbáceas del Uruguay. In: *Estudios sobre praderas naturales del Uruguay* (eds. Gallinal JP, Bergalli L, Campal EF, Aragone L & Rosengurtt B), 4a. contribución. Agros Nº 134, Montevideo.

Ruddell E.J. & Hammitt W.E. 1987. Prospect refuge theory: A psychological orientation for edge effect in recreation environments. *Journal of Leisure Research,* 19: 249-260.

Ruiz G.M. & Carlton J.T. (eds.) 2003. *Invasive species: vectors and management strategies*. Island Press, Washington, Covelo, California, London.

Sala O.E., Chapin F.S., Armesto J.J., Berlow E., Bloomfield J., Dirzo R., Huber-Sanwald E., Huennek e.L.F., Jackson R.B., Kinzig A., Leemans R., Lodge D.M., Mooney H.A., Oesterheld M., Poff N.L., Sykes M.T., Walker B.H., Walker M. & Wall D.H. 2000. Biodiversity – global biodiversity scenarios for the year 2100. *Science* 287: 1770-1774.

Scholes M.C. & Nowicki T.E. 1988. Effects of pines on soil properties and processes In: *Ecology and Biogeography of Pinus* (ed. Richardson DM). Cambridge University Press, Cambridge, pp. 341-353.

Simberloff D. 2005. The politics of assessing risk for biological invasions: the USA as a case study. *Trends in Ecology and Evolution* 20: 216-222.

Simberloff D. & Von Holle B. 1999. Positive interactions of nonindigenous species: invasional meltdown? *Biological Invasions* 1: 21-32.

Sousa J.A.S.d. 1985. O Brasil e o Rio da Prata de 1828 à queda de Rosas. In: *História geral da civilização brasileira. II O Brasil monárquico* (ed. Holanda SB). Difel, São Paulo.

Strauss S., Campbell O.W. & Salamin N. 2006. Exotic taxa less related to native species are more invasive. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America* 103: 5841-5845.

Telfer S., Bown K.J., Sekules R., Begon M., Hayden T. & Birtles R. 2005. Disruption of a host-parasite system following the introduction of an exotic host species. *Parasitology* 130: 661-668.

Torchin M.E. & Mitchell C.E. 2004. Parasites, pathogens, and invasions by plants and animals. *Frontiers in Ecology and the Environment* 2: 183-190.

Travis J.M.J. & Park K.J. 2004. Spatial structure and the control of invasive alien species. *Animal Conservation* 7: 321-330.

Van Wilgen B.W., Le Maitre D.C. & Cowling R.M. 1988. Ecosystem services, efficiency, sustainability and equity: South Africa's Working for Water Programme. *Trends in Ecology and Evolution* 13: 378-378.

Vasques G.A., Nogueira A.S., Kirchner F.F. & Berger R. 2007. Uma síntese da contribuição do gênero Pinus para o desenvolvimento sustentável no sul do Brasil *Floresta* 37: 445-450.

Vitousek P.M. 1990. Biological invasions and ecosystem processes: toward an integration of population biology and ecosystem studies. *Oikos* 57: 7-13.

Vitousek P.M., Walker L.R., Whiteaker L.D., Mueller-Dombois D. & Matson P.A. 1987. Biological invasion by Myrica faya alters ecosystem development in Hawaii. *Science* 238: 802-804.

Vittor A.Y., Gilman R.H., Tielsch J., Glass G., Shields T., Lozano W.S., Pinedo-Cancino V. & Patz J.A. 2006. The effect of deforestation on the human-biting rate of Anopheles darlingi, the primary vector of Falciparum malaria in the Peruvian Amazon. *Am. J. Trop. Med. Hyg.* 74: 3-11.

Whittaker R.J. & Fernández-Palacios J.M. 2007. *Island Biogeography: ecology, evolution and conservation*. Oxford University Press, New York.

Williams K. & Cary J. 2001. Perception of native grassland in southeastern Australia. *Ecological Management & Restoration* 2: 39-144.

Williamson M. 1996. *Biological invasions*. Chapman and Hall, London.

Wittenberg R. & Cock M.J.W. 2001. Especies exóticas invasoras: una guía sobre las mejores prácticas de prevención y gestión. In. Programa Global de Espécies Invasoras. (Disponível em http://www.gisp.org/publications/toolkit/toolkitsp.pdf)

Wright J.A., Di Nicola A. & Gaitan E. 2000. Latin American forest plantations. *Journal of Forestry* 98: 20-23.

Yaméogo L., Resh V.H. & Molineaux D.H. 2004. Control of River Blindness in West Africa: Case History of Biodiversity in a Disease Control Program. *EcoHealth* 1: 172-183.

Zalba S.M. & Villamil C.B. 2002. Woody plant invasion in relictual grasslands. *Biological Invasions* 4: 55-72.

Zalba S.M. & Ziller S.R. 2008. *Herramientas de prevención de Invasiones de I3N: Análisis de Riesgo de Establecimiento e Invasión y Análisis de Vectores y Rutas de Dispersión*. I3N Red de Información sobre Espécies Invasoras de IABIN (Red Interamericana de Información sobre Biodiversidade). Disponible em: http://i3n.iabin.net/HerramientasdePrevenciondeInvasõesBiologicasdeI3N.

Zavaleta E.S., Hobbs R.J. & Mooney H.A. 2001. Viewing invasive species removal in a whole-ecosystem context. *Trends in Ecology and Evolution* 16: 454-459.

Ziller S.R. & Zalba S.M. 2007. Proposals to prevent and control exotic invasive species. *Natureza & Conservação* 5: 78-85.

Ziller S.R., Zalba S.M. & Dudeque Zenni R. 2007. *Modelo para el desarrollo de una estrategia nacional para el manejo de espécies exóticas invasoras*. The Nature Conservancy Programa Global de Espécies Invasoras (GISP), Curitiba.

Zvelebil M., Domanska L. & Dennell R. 1998. *Harvesting the Sea, Farming the Forest: The Emergence of Neolithic Societies in the Baltic Region and Adjacent Areas*. Sheffield University Press, Sheffield.

Valério Pillar. Plantio de Pinus nos Campos de Cima da Serra, São Francisco de Paula, RS.

Capítulo 25

Invasão de capim-annoni (*Eragrostis plana* Nees) no bioma Pampa do Rio Grande do Sul

Renato Borges de Medeiros[1], João Carlos de Saibro[2] & Telmo Focht[3]

Introdução

A invasão de habitats pastoris por plantas exóticas é um fenômeno global, com graves conseqüências aos sistemas ecológicos, econômicos e sociais. O processo de invasão de um ambiente recipiente por uma nova espécie é influenciado pelo número de propágulos que entra no novo ambiente, pelas características morfofisiológicas da espécie invasora e pela suscetibilidade do ambiente recipiente à nova espécie. A invasibilidade decorre de vários fatores, tais como regiões climáticas, regimes de distúrbios, presença de herbívoros e flutuações de recursos disponíveis na comunidade herbácea. No caso particular da pastagem nativa do Rio Grande do Sul (RS), de maneira geral, a invasibilidade é facilitada pela presença de alta freqüência de espaços vazios, originados pelo pastejo intensivo ou seletivo, uso não recomendado do fogo e de práticas de cultivo em áreas de campo. A existência de recursos não utilizados nestes espaços, tais como nutrientes, água e luz, criam condições ótimas para o recrutamento de plantas a partir do banco de sementes do solo. Estes espaços ao mesmo tempo em que, promovem a regeneração de espécies endêmicas, a partir do banco de sementes do solo, favorecem o recrutamento de plântulas de espécies exóticas. Acredita-se que estas sejam as principais causas da invasão da pastagem nativa do RS pelo capim-annoni (*Eragrostis plana*). A sua expansão decorre do comportamento ingestivo dos animais que, durante a época de maior crescimento da pastagem nativa (primavera-verão), preferem consumir espécies nativas de maior valor nutritivo em detrimento do capim-annoni. Nesta condição de pastejo seletivo, favorecida pela redução do potencial competitivo das espécies nativas, a invasora se desenvolve em condições de reduzida competição, floresce e produz grande quantidade de sementes, aumentando assim a abundância de propágulos no solo e as chances de surgimento de novas plantas na área.

Foto de abertura: Renato Borges de Medeiros. Campo nativo invadido por capim-annoni.

1 Prof. Associado, DPFA-UFRGS, Porto Alegre, RS, renato.medeiros@ufrgs.br
2 Prof. Colaborador Convidado, DPFA-UFRGS, Porto Alegre, RS, joao.saibro@ufrgs.br
3 Biólogo, Pós-Doutorando, Departamento de Ecologia, UFRGS, Porto Alegre, RS, tfocht@gmail.com

Eragrostis plana foi detectado pela primeira vez no Brasil em 1957 numa área de capim-de-rhodes (*Chloris gayana* Kunth), na Estação Experimental de Tupanciretã da Secretaria da Agricultura do RS (SARS 1978). Acredita-se que chegou a este local como impureza em lotes de sementes de capim-de-rhodes importadas da África do Sul (SARS 1978). De acordo com o documento "Grupo Rural Annoni" a espécie teria sido visualizada em 1971 por Ernesto José Annoni, em sua propriedade, no município de Sarandi, RS, hoje Pontão. Neste local, foram produzidas sementes que foram distribuídas no Estado com o nome comum de capim-annoni-2, ao qual aqui nos referimos como capim-annoni. Posteriormente, suas sementes foram comercializadas em diversos municípios nos estados de Santa Catarina, Paraná e Mato Grosso. A espécie já ocupa áreas expressivas de pastagens nativas no Uruguai e na Argentina. Estima-se que a área de pastagem nativa invadida no RS seja superior a um milhão de hectares (Medeiros & Focht 2007). Atualmente, o capim-annoni é considerado uma invasora de extrema agressividade e difícil controle (SARS 1978).

Sem uma profunda alteração nas práticas de controle e redução da taxa de expansão desta invasora, o campo natural continuará em progressiva degradação e, em conseqüência, as dificuldades para o gerenciamento sustentável da propriedade rural aumentarão, contribuindo para a redução da rentabilidade da produção pecuária do RS. Este capítulo apresenta e discute os principais resultados de pesquisa e sua aplicação na prevenção e controle do capim-annoni. A aplicação efetiva destes conhecimentos contribuirá decisivamente para reduzir os prejuízos ambientais e socioeconômicos provocados por esta invasora em áreas do Bioma Pampa.

Distinguimos três períodos nos estudos com capim-annoni no RS. O primeiro período se estendeu de 1970 a 1980 e teve como objetivo principal determinar o valor nutritivo e a qualidade nutricional da "forragem" de capim-annoni por meio da avaliação da resposta produtiva animal. A hipótese era de que o capim-annoni teria baixa qualidade nutricional e não deveria ser considerada uma espécie forrageira e sim invasora. Estes estudos foram conduzidos por pesquisadores da Estação Experimental de Tupanciretã da Fundação Estadual de Pesquisa Agropecuária (FEPAGRO), e da Universidade Federal de Santa Maria. O segundo período ocorreu entre 1980 e 2000 e envolveu um número expressivo de trabalhos. Os centros de pesquisa da EMBRAPA-Pecuária Sul, Bagé, e EMBRAPA Clima Temperado, Pelotas, conduziram a maioria dos trabalhos. Em razão do capim-annoni ser oficialmente considerado uma planta invasora em 1979 (Reis 1993), os esforços se direcionaram ao combate da invasora por meio de esquemas de rotação entre cultivos de cereais de inverno e sorgo granífero e soja com pastagens, com uso ou não de herbicidas, composição florística, tamanho do banco de sementes do solo, ensaios de alelopatia, dentre outros. O terceiro período, iniciado a partir de 2000, deu continuidade ao combate da invasora tendo como objetivo prioritário desenvolver ferramentas de manejo para a prevenção e controle da invasão. Atualmente, várias instituições do RS (EMBRAPA, FEPAGRO, UFRGS, UFPel, URCAMP) estão com algum tipo de trabalho em andamento. Além de retomar questões já abordadas, tais como o uso de roçadeiras, herbicidas, alelopatia e banco de sementes no solo, os novos trabalhos de pesquisa enfocam estudos de genética, ecofisiologia e autoecologia do capim-annoni, recuperação de sementes em fezes de bovinos, combate da invasora em acostamentos viários, longevidade do banco de sementes do solo, identificação de ambientes de pastagem nativa com potencial para evitar a invasão, e a utilização de pastagens invadidas por capim-annoni com animais recebendo suplementação mineral e protéica. Neste período, aparece com destaque a preocupação dos pesquisadores em avaliar técnicas de controle do capim-annoni baseada em princípios ecológicos. Os resultados mais relevantes das pesquisas, obtidos nestes três períodos, serão relatados a seguir.

Capim-annoni não é uma boa forrageira

As primeiras pesquisas realizadas no RS para avaliar o desempenho produtivo de novilhos de sobreano em campo nativo em comparação com o capim-annoni mostraram que este superou o campo nativo em ganho de peso vivo/ha (Tabela 25.1). Todavia, o ganho cumulativo individual e o ganho

médio diário/animal, reflexo direto do baixo valor nutritivo da "forragem" da espécie invasora, foi inferior ao obtido no campo nativo (Leal *et al.* 1973, Silva *et al.* 1973). Porém, estes trabalhos compararam "pastagem de capim-annoni" com pastagem nativa de baixo valor nutritivo, localizada no município de Tupanciretã, região do Planalto Médio, onde os solos são muito arenosos e de baixa fertilidade natural. Em razão deste fato, ficou evidente que o capim-annoni não era uma espécie desejável como planta forrageira para ruminantes.

▼ Tabela 25.1 | Ganho médio diário (GMD), ganho de peso vivo cumulativo/animal (GPV) e por hectare (GPV/ha) de novilhos de sobreano em pastagem de capim-annoni e em pastagem nativa (média de dois anos). Estação Experimental de Tupanciretã, RS.

Variáveis avaliadas	Tratamentos	
	Capim-annoni	Pastagem nativa
GMD (g)	248	274
GPV/animal (kg)	90	100
GPV/ha (kg)	176	78

(adaptado de Leal *et al.* 1973, Silva *et al.* 1973)

Estudos posteriores apontaram a espécie como deficiente em qualidade e palatabilidade (Nascimento & Hall 1978), não oferecendo suporte nutricional para ovelhas adultas e cordeiros (Figueiró 1976). Estes autores registraram em forragem seca verde de capim-annoni com 30 dias de crescimento, valores médios de 7% de proteína bruta e de 50% de digestibilidade *in vitro*. Estas informações levaram pesquisadores, extensionistas e produtores a reconhecerem esta gramínea como de baixo valor forrageiro, com características de planta invasora, dominante e de difícil erradicação (Reis & Oliveira 1978). Com base nestas avaliações, a portaria MA nº 205, de 13 de março de 1979 do Ministério da Agricultura proibiu a comercialização, transporte, importação e exportação de suas sementes e mudas no Brasil (Reis 1993).

Controle do capim-annoni

Vários estudos envolvendo práticas para o controle de capim-annoni em campos infestados foram conduzidos no RS desde 1981. Algumas práticas são eficientes no controle da invasão, porém não têm como objetivo a restauração da vegetação campestre natural. São limitadas, portanto, do ponto de vista da conservação da biodiversidade (veja capítulo 21).

A hipótese de que a invasora apresentava mecanismos alelopáticos que prejudicavam outras espécies determinou a realização de pesquisas para testar este efeito em plantas cultivadas em vasos. A germinação de sementes e o desenvolvimento das plântulas de trevo-branco (*Trifolium repens* L.) e do azevém-anual (*Lolium multiflorum* L.) foram prejudicadas quando expostas a extratos de capim-annoni, sugerindo a presença de mecanismos ativos de defesa alelopática da espécie em relação a estas forrageiras cultivadas (Coelho 1986). Entretanto, o autor verificou que as plântulas de cornichão cv. São Gabriel (*Lotus corniculatus* L.), ao contrário, não foram afetadas pelos mesmos extratos, sinalizando para uma eventual existência de variabilidade específica para este efeito.

Cultivos sucessivos de forrageiras anuais de inverno, aveia-preta (*Avena strigosa* Schreb.) e azevém-anual, e de verão, milheto (*Pennisetum americanum* (L.) Leeke) e soja (*Glycine max* (L.) Merr), durante quatro anos, conduzidos na Estação Experimental da FEPAGRO em Tupanciretã, reduziram drasticamente a presença de capim-annoni, permitindo, na seqüência, o estabelecimento de forrageiras perenes como *Panicum maximum* cv. Gatton, *Chloris gayana* e *Brachiaria humidicola* (Guterres 1993). O autor verificou que o capim-annoni foi quase eliminado com o uso de *B. humidicola*. No estudo de Couto (1994), realizado na EMBRAPA-Clima Temperado, Capão do Leão, RS, *B. humidicola* também demonstrou ser a melhor opção de controle do capim-annoni, quando comparada a *Brachiaria brizantha* (Hochst. ex A. Rich.) Stapf. Apesar de mostrar-se mais competitiva, *B. humidicola* não impediu que, com o passar do tempo, o capim-annoni retornasse à área. Entretanto, estas duas espécies de braquiárias não apresentam uma boa adaptação às condições climáticas do RS e, segundo o Instituto Hórus (2009), podem se tornar invasoras no Estado.

Em área de pastagem nativa invadida por capim-annoni (32,3% de cobertura e 2.010 sementes viáveis/m^2 da invasora no solo) em Capão do Leão, RS, Reis & Coelho (2000) estabeleceram três sucessões de culturas durante dois ciclos agrícolas (1996 e 1997) – soja, sorgo granífero (*Sorghum*

bicolor (L.) Moench) ou sorgo forrageiro (*Sorghum sudanense* (Piper) Stapf) na estação quente, seguida de aveia preta (*Avena strigosa* Schreb.) na estação fria, e com o uso de herbicidas para controlar as plantas e o banco de sementes do solo (BSS) da invasora. Em maio de 1997 esta área foi semeada com capim-pensacola (*Paspalum saurae* (Par.) Parodi) no segundo ciclo agrícola, juntamente com aveia-preta. Em avaliações feitas em 1999, quatro anos após, os autores registraram uma expressiva redução da cobertura do solo pelo capim-annoni, que caiu de 32,3% para valores entre 2,1 e 4,1% e a quantidade de sementes viáveis no solo caiu de 2.010 para valores entre 40 e 80. A cobertura do capim-annoni no tratamento testemunha, que era de 32,3% em 1995, aumentou para 65% em 1999.

Gonzaga & Coelho (1993), após controlar a infestação de capim-annoni a níveis de cobertura próximos de zero por meio de rotação soja x aveia e uso de herbicidas por três anos consecutivos, utilizaram uma consorciação de cornichão cv. São Gabriel e trevo-branco com a gramínea perene de inverno *Agrostis capillaris* L. (brown top), sob diferentes pressões de pastejo (2, 4 e 6% do PV), para avaliar a reinfestação da área. A invasora, ao final do quarto ano de avaliação, um ano após o estabelecimento da pastagem, apresentou porcentuais de cobertura do solo de 0,2, zero e 0,3% nas pressões 2, 4 e 6% de PV, respectivamente. Os autores concluíram que, independente da pressão de pastejo aplicada, é possível manter a infestação do capim-annoni em níveis muito baixos com a utilização de rotação de culturas + herbicidas seguidas de cultivos consorciados de espécies de gramíneas e leguminosas forrageiras.

Aprendendo a conviver com capim-annoni e a prevenir sua expansão

Em razão de ainda existir no RS uma expressiva área livre de capim-annoni, os estudos realizados desde 2001 se concentraram, prioritariamente, no desenvolvimento de técnicas voltadas para prevenção da expansão do capim-annoni, tais como avaliação do seu efeito alelopático sobre espécies de gramíneas forrageiras nativas e cultivadas exóticas, longevidade de sementes enterradas no solo, recuperação de sementes nas fezes de bovinos de corte, e restauração da vegetação campestre de acostamentos de estradas dominados por capim-annoni, e ainda avaliações de práticas de manejo da pastagem visando prevenir a invasão. Com vistas a atender a demanda de produtores que têm parte ou a totalidade de seus campos invadidos por capim-annoni, os esforços foram dirigidos para estudos de respostas sobre o desempenho ponderal e reprodutivo de animais em pastejo e a avaliação econômico-financeira destas áreas.

Confirmando a alelopatia

O capim-annoni é considerado uma espécie invasora de pastagens com potencial alelopático (Coelho 1986). Para testar este efeito, Ferreira *et al.* (2008) colocaram pedaços de caules e folhas da parte mediana da planta de capim-annoni em caixas gerbox, dispostos em três níveis de cobertura 0%, 50% e 100%. Estes substratos foram cobertos com papel de germinação e a seguir foram colocadas quatro repetições de 100 sementes de cada uma das seguintes espécies: *Paspalum notatum* Flügge (grama-de-forquilha), *Paspalum regnellii* Mez (macega-do-banhado), *Panicum maximum* Jacq. (capim-mombaça), *Setaria anceps* Stapf (capim-kazungula) e *Lactuca sativa* L. (alface) como testemunha. Observou-se o efeito alelopático na germinação das sementes após o início da decomposição do tecido vegetal do capim-annoni. Sementes com rápida germinação, como as de capim-mombaça e macega-do-banhado, bem como as de alface, escaparam do efeito alelopático, e as mais prejudicadas foram a grama-de-forquilha e capim-kazungula. O dano à germinação foi proporcional ao gradiente crescente do nível de cobertura do capim-annoni. A germinação tardia de grama-de-forquilha e capim-kazungula as expôs ao efeito alelopático do capim-annoni. A germinação da macega-do-banhado é estimulada no nível de cobertura com capim-annoni de 50%, contudo na cobertura máxima há uma queda significativa na germinação de suas sementes. Do ponto de vista prático, verifica-se que este efeito prejudicial precoce sobre grama-de-forquilha e capim-kazungula é preocupante em razão da

primeira ser a espécie mais abundante e de maior valor nutritivo da pastagens nativas do RS e, a segunda, embora exótica, apresenta alto potencial para controlar o capim-annoni.

Longevidade das sementes no solo

Outro aspecto importante em relação ao capim-annoni é o seu alto potencial de produção de sementes de pequeno tamanho e alta capacidade germinativa (Medeiros *et al.* 2006, Medeiros & Focht 2007). Estas apresentam habilidade para enterrar-se, evitar a germinação precoce e formar bancos de sementes no solo (BSS). Este mecanismo de escape prolonga a longevidade da semente, habilitando a espécie a regenerar-se e reinstalar novas populações em resposta a eventuais distúrbios no solo (Medeiros *et al.* 2006). Por estas razões, realizou-se um experimento para determinar a longevidade das sementes de capim-annoni numa área de pastagem nativa da EEA/UFRGS, Eldorado do Sul, RS, num "Argissolo Vermelho Distrófico Típico". Foram enterrados (no sentido vertical) 80 sacos de náilon permeáveis, contendo cada um 500 sementes com 90% do poder geminativo. Em cada saco havia cinco compartimentos com 100 sementes em cada uma que, dispostas no perfil do solo, situaram-se nas seguintes profundidades: superfície, a 2,5 cm, e a 5, 10 e 20 cm. Os sacos foram colocados no solo no dia 14/07/2003. Ocorreram sete exumações, sendo as primeiras quatro em intervalos de três meses e as três últimas em intervalos de seis meses. A primeira exumação ocorreu em 14/10/2003 e a última em 14/01/2006. A porcentagem de sementes germinadas, recuperadas nas sete exumações nas diferentes profundidades no perfil do solo, foram descritas por modelos exponenciais simples negativos (Medeiros *et al.* 2006). A germinação das sementes da superfície, após dois anos, foi de 4,5% e, para as sementes a 20 cm de profundidade, o valor foi de 40,3%. De acordo com os modelos, 0,1% das sementes na superfície ainda sobrevivem após cinco anos e, 0,01% daquelas enterradas a 20 cm, ainda estarão viáveis após 24 anos (enterradas). A previsão de longevidade das sementes enterradas nas profundidades de 2,5, 5 e 10 cm é de aproximadamente quatro, cinco e 10 anos, respectivamente. Isto demonstra que, quanto mais profunda estiver a semente, melhor preservada estará sua capacidade germinativa. Neste caso, se a área infestada for cultivada, a utilização do sistema de plantio direto deve ser preferida para evitar que sementes viáveis localizadas nas zonas mais profundas do solo sejam trazidas à superfície, germinem e estabeleçam novas populações da invasora, e que novas sementes sejam enterradas em profundidade.

Viabilidade de sementes recuperadas em fezes de bovinos

Amostras de fezes de bovinos coletadas em campos dominados pelo capim-annoni no final do estágio reprodutivo, entre março e abril de 2006, em Rio Pardo, RS, colocadas em casa de vegetação e mantidas irrigadas, apresentaram expressiva quantidade de plântulas germinadas (Medeiros & Focht 2007). Esta observação confirmou hipótese de que uma fração considerável de sementes passa incólume no trato digestivo de bovinos, fenômeno já registrado em espécies de gramíneas com sementes pequenas como as de *Eragrostis curvula* (Kirkman & Morris, s.d.) e *Sporobolus indicus* (Andrews 1995). Em razão disso foi realizado um experimento com o objetivo de avaliar o efeito da passagem pelo trato digestivo de bovinos sobre a viabilidade de sementes de capim-annoni recuperadas em fezes (Lisboa *et al.* 2009). De acordo com estes autores, de um total de 27.373 sementes (6 g) de capim-annoni colocadas na fístula ruminal de oito novilhos, uma quantidade estimada de 11.734 sementes intactas foi recuperada nas fezes (Tabela 25.2). Este valor representou 43% da quantidade fornecida aos animais. O número de sementes excretadas nos três primeiros dias representou 97,2%. No quinto dia foram excretadas somente 89 sementes (Tabela 25.2). Os autores esperavam que no quinto dia todas as sementes tivessem passado pelo trato digestivo, conforme encontrado em *Panicum virgatum* L. (Ocumpaugh *et al.* 1993), em *Sporobolus pyramidalis* e *Sporobolus natalensis* (Bray *et al.* 1998) e em capim-touceirinha (*Sporobolus indicus* (L.) R. Br. var. *major* (Buse) Baaijens) (Andrews 1995). Os dados de recuperação de sementes de capim-annoni nas fezes foram mais bem descritos por uma função exponencial simples negativa ($Y=43163e^{-1,5546x}$; $r^2=0,99$). A partir desta função foi estimado

que a partir do oitavo dia o número de sementes presentes nas fezes excretadas seria igual a zero.

De um total de 11.734 sementes recuperadas nas fezes, 849 germinaram em condições de laboratório (Tabela 25.2). Esta fração representou 7,23% e 3,11% das sementes recuperadas e ingeridas, respectivamente. Simão Neto *et al*. (1987) registraram 21% e 12% de sementes recuperadas viáveis em *Brachiaria decumbens* e *Axonopus affinis*, respectivamente. Possivelmente, as sementes de capim-annoni estão sujeitas à alta degradabilidade ao passarem pelo trato digestivo de bovinos. Esta perda pode ser compensada pela elevada produção de sementes de pequeno tamanho e alto poder germinativo do capim-annoni (Medeiros & Focht 2007). Lisboa *et al.* (2009) concluíram que alta proporção de sementes de capim-annoni é excretada nas fezes de bovinos, mas somente uma pequena fração apresenta viabilidade. O trato digestivo é a principal causa do desaparecimento e da perda do poder germinativo das sementes.

▼ Tabela 25.2 | Número e porcentagem de sementes recuperadas e germinadas, e porcentagens de sementes recuperadas em relação a ingeridas (R-I), germinadas em relação a recuperadas (G-R) e germinadas em relação a ingeridas (G-I) de capim-annoni nas fezes de novilhos durante três ou cinco dias após serem colocadas em fístula ruminal.

	Recuperadas		Germinadas		R-I	G-R	G-I
Dias	nº	%	nº	%	%	%	%
1	9.120 ± 1602	77,7	793 ± 460	93,5	33,4	6,76	2,91
2	1.917 ± 572	16,3	50 ± 33	5,9	7,0	0,42	0,18
3	377 ± 131	3,2	5 ± 9	0,6	1,4	0,04	0,02
4	231 ± 119	2,0	-	-	0,8	-	-
5	89 ± 54	0,8	-	-	0,3	-	-
Total	11.734	100	849	100	43,0	7,23	3,11

(Lisboa *et al.* 2009).

A ausência de sementes de capim-annoni nas fezes no oitavo dia indica que o período mínimo de quarentena para limpar o trato digestivo de bovinos deve ser de uma semana recebendo forragem sem a presença de sementes da invasora. Do ponto de vista prático, se esta recomendação não for respeitada, a expansão do capim-annoni continuará de forma ascendente em razão da efetiva dispersão de suas sementes por meio das fezes.

Restauração da vegetação de acostamento viário dominada por capim-annoni

A regeneração da vegetação campestre dos acostamentos viários dominados por capim-annoni é outra prática essencial para reduzir a expansão dessa invasora (Medeiros & Focht 2007). Atualmente quase toda malha viária no RS está invadida por esta espécie e funciona como foco primário de dispersão de sementes (Medeiros *et al.* 2004). Em razão deste fato, Ferreira (2007) conduziu um trabalho com o objetivo de restaurar a vegetação nativa de acostamento viário dominada por capim-annoni por meio do estímulo do banco de sementes do solo (BSS), semeadura de espécies nativas e pela introdução de forrageiras cultivadas adaptadas e sem potencial invasor. O experimento foi realizado no município de Rio Pardo, RS, em área cercada e contínua em acostamento de rodovia municipal com 96m de extensão e 6m de largura na faixa de domínio. O autor testou o efeito de subsolador e de subsolador mais grade de disco com aplicação de calcário e fósforo associados à semeadura de *Panicum maximum* Jacq., capim-mombaça; *Setaria anceps* Stapf, capim-kazungula; mistura de três gramíneas nativas *Paspalum notatum* Flügge, grama-de-forquilha; *Paspalum regnellii* Mez, macega-do-banhado; *Paspalum urvillei* Steud (capim-das-roças); e sem introdução (testemunha) sobre a composição florística, tamanho e composição do banco de sementes do solo (BSS), matéria seca aérea e cobertura de capim-annoni. Nas duas avaliações do BSS (BSS-1+BSS-2) constatou-se a presença de 85 espécies, distribuídas entre 31 famílias. Destas espécies, 68 foram registradas na primeira coleta do BSS-1 (8/01/2005) e 57 na segunda coleta do BSS-2 (6/11/2006). A maioria destas espécies pertencem às famílias *Asteraceae* e *Poaceae*, refletindo o padrão geral da florística registrada no Bioma Pampa (Carlotto 2008, Focht 2008). Nas avaliações do BSS-1+BSS-2, 20% é composto de espécies exóticas. Em razão da composição botânica, pode-se considerar que estes BSS possuem potencial invasor. Compõe-se, em sua maioria, de espécies pioneiras hábeis em produzir descendentes, fato este ocorrido com o capim-annoni. No BSS-1, *Relbunium vile* (Cham. & Schltdl) K. Schum apresentou a

maior quantidade de sementes (2.529/m^2), representando 12,57% do total (20.110 sementes/m^2). O capim-annoni apresentou 963 sementes/m^2, o equivalente a 4,79% do total. No BSS-2, a espécie mais abundante foi *Sisyrinchium micranthum* Cav., com 3.896 sementes/m^2 ou 13,6% do total (28.617 sementes/m^2). O capim-annoni aparece com 2.040 sementes/m^2, representando 7,13% do total. Apesar da dominância do capim-annoni em acostamentos viários, os dados demonstram que há potencial para regeneração da vegetação nativa a partir da presença de rico e heterogêneo BSS. Este fato indica que existe uma "vegetação latente no solo", representada pelo BSS.

Nas três avaliações da florística da vegetação, o autor registrou 29 famílias compondo 86 espécies, das quais 20,93% eram exóticas. As famílias *Poaceae*, *Asteraceae* e *Cyperaceae* foram as que apresentaram o maior número de espécies. Resultado semelhante foi encontrado em um levantamento florístico de margem viária (RS 142) entre os km 23 e 33, no município de Não-Me-Toque, RS (Schneider & Irgang 2005). Na primeira avaliação florística, antes da aplicação dos tratamentos, a cobertura relativa do capim-annoni situava-se em torno de 70%. Na segunda e terceira avaliações florísticas, um e dois anos após a aplicação dos tratamentos, a cobertura média relativa do capim-annoni caiu para 19,9% e 18,1%, respectivamente. No período, entre o primeiro e o terceiro levantamentos florísticos, observou-se uma nova configuração da comunidade vegetal, apresentando um gradiente decrescente de cobertura do capim-annoni, permitindo que novas espécies ocupassem espaços e aumentassem seu valor ecológico dentro do ecossistema. Esta alteração possibilitou que as espécies introduzidas (capim-mombaça, capim-kazungula, capim-das-roças e macega-do-banhado) se estabelecessem. Esta última espécie nativa pode ser promissora para competir com o capim-annoni, pois sua área de cobertura relativa foi ampliada de 3,02%, registrada no primeiro levantamento florístico, para 6,26% no último. Ferreira (2007) observou que *Paspalum plicatulum* Michx., espécie nativa espontânea na área, teve sua importância ecológica aumentada na comunidade, sendo uma espécie igualmente promissora para o controle da invasora.

O rendimento médio de 2,8 t/ha de fitomassa verde seca do capim-annoni antes da aplicação dos tratamentos representou 85% do total presente na área experimental O componente "outras espécies" em conjunto apresentaram uma média de apenas 0,5 t/ha, o equivalente a 15% do total. Na última avaliação, dois anos depois do início do experimento, a fitomassa verde seca média de capim-annoni caiu para 0,5t/ha. Nos tratamentos de espécies introduzidas nas parcelas com o solo preparado com uso de subsolador seguido de gradeação, os rendimentos médios de matéria seca verde foram 2,9; 1,8; 0,3 t/ha para capim-mombaça, capim-kazungula e mistura de gramíneas nativas. O baixo rendimento da fitomassa do tratamento com gramíneas nativas, em parte, pode ser atribuído ao desaparecimento de todas as plantas de grama-de-forquilha em razão de um possível efeito alelopático do capim-annoni. No tratamento testemunha a participação do componente "outras espécies" foi de 2,5 t/ha. Este componente também foi importante nos demais tratamentos. Todos os tratamentos reduziram drasticamente a participação do capim-annoni na área estudada. No caso do solo preparado somente com o subsolador, o rendimento médio de matéria seca verde das espécies introduzidas e testemunha foram de 0,8 t/ha, 46% do rendimento com o uso de subsolador e grade. Os resultados demonstraram que é tecnicamente possível regenerar a vegetação dos acostamentos de estradas a partir do banco de sementes presente no local e, ao mesmo tempo, reduzir a produção de biomassa do capim-annoni. As espécies introduzidas capim-mombaça e capim-kazungula e a testemunha mostraram-se muito promissoras no controle do capim-annoni, podendo ser utilizadas quando se objetiva o controle no curto prazo. Num prazo mais longo o preparo do solo, com o uso do subsolador, tem potencial para reduzir a presença do capim-annoni nos acostamentos viários.

Campo nativo alto previne a invasão

A prevenção ainda é a melhor estratégia contra invasoras, pois, uma vez presentes e acumulando sementes no solo no novo ambiente, a sua erradicação é muito difícil (Mohler 2001). Em razão deste fato, Focht (2008) realizou um experimento numa área de 90 m x 90 m de campo nativo originalmente

livre de capim-annoni situada em Dom Pedrito, RS. No experimento foram avaliadas as seguintes combinações de fatores: 1) três regimes de manejo: pastejo contínuo; pastejo rotativo; e exclusão do pastejo; 2) três níveis de distúrbio do solo: pastagem inicialmente alta (maior que 10cm); pastagem inicialmente baixa (±5cm), semeada com trevo-branco (2 kg/ha) + cornichão São Gabriel (6 kg/ha) + azevém-anual (25 kg/ha); pastagem inicialmente baixa mais revolvimento parcial do solo com o uso de escarificador e após semeado com as mesmas espécies e quantidades que o tratamento anterior; e 3) adubação: sem adubação; duas aplicações de 50 kg/ha de P_2O_5/ano, com uma aplicação no início do outono e outra no início da primavera na forma de superfosfato triplo; três aplicações de 50 kg N/ha/ano na forma de uréia, sendo uma aplicação no início do outono, outra no início da primavera e a terceira no início do verão. Todos os tratamentos foram semeados com capim-annoni (4 kg/ha), para que a disponibilidade de sementes não fosse limitante para o estabelecimento da invasora. Após a aplicação dos tratamentos, a altura da pastagem no regime de pastejo contínuo manteve-se em torno de 5 cm, no rotativo oscilou entre 9 e 13 cm e no regime de exclusão, a partir do segundo ano, oscilou entre 30 a 60 cm. Um ano após a aplicação dos tratamentos foi ressemeado o capim-annoni, na mesma densidade (4 kg/ha) em todos os tratamentos. A aplicação dos tratamentos ocorreu em 10/07/2004 e a última avaliação foi realizada em 01/05/2007.

▼ Tabela 25.3 | Densidade de plantas de capim-annoni (plantas/m²) em função de regimes de manejo da pastagem e níveis iniciais de distúrbio em 01 de maio de 2007. Upacaraí, Dom Pedrito, RS.

Regime de manejo	Níveis iniciais de distúrbio			Média
	Campo alto	Campo baixo + semeadura forrageiras	Campo baixo + escarificação + semeadura forrageiras	
Exclusão	0,0	0,0	16,9	5,6
Pastejo rotativo	0,0	0,0	27,6	9,2
Pastejo contínuo	9,8	10,7	42,2	20,9
Densidade média	3,3	3,7	28,9	-

No período avaliado de três anos, não foi registrado o efeito da adubação, nem o efeito interativo da adubação com os outros fatores estudados. Por esta razão, os dados obtidos em função de adubação não serão apresentados. A Tabela 25.3 apresenta o efeito da interação entre regime de manejo da pastagem e níveis iniciais de distúrbio do solo sobre número de plantas/m² de capim-annoni no levantamento de 01/05/2007, três anos após o início do experimento. Verifica-se que o distúrbio mais intenso, campo inicialmente baixo com escarificação do solo, favoreceu o estabelecimento e o desenvolvimento do capim-annoni, sendo que o efeito foi mais evidente sob pastejo contínuo (42,2 plantas/m²) e menos no campo excluído de pastejo (16,9 plantas/m²). Sob pastejo rotativo, o número de plantas no campo escarificado (27,6/m²) foi intermediário ao registrado para os demais regimes de manejo. Nas parcelas não escarificadas, plantas de capim-annoni foram encontradas somente nas parcelas manejadas em regime de pastejo contínuo (9,8 e 10,7 plantas/m² para campo inicialmente alto e baixo respectivamente), significando que o pastejo contínuo, ao manter a vegetação do campo com menor altura, torna-o mais suscetível à invasão, mesmo que o campo inicialmente alto tenha sido menos favorável à invasão. Nas parcelas não escarificadas, pastejo em rotação ou sua exclusão impediram o estabelecimento de plantas de capim-annoni. A exclusão do pastejo e, em menor grau, o pastejo rotativo, ao contrário do pastejo contínuo, possibilita o crescimento e a elevação em altura das plantas que regeneram a partir de estruturas vegetativas, tornando o ambiente pouco favorável à germinação e ao estabelecimento de plantas de capim-annoni.

A origem destes efeitos, promovendo ou limitando o recrutamento de plantas de capim-annoni, resultam também de efeitos secundários decorrentes da maior ou menor interceptação da energia radiante, pelas diferenças de altura no dossel, impostos pelos tratamentos de regime de manejo da pastagem, conforme se observa na Figura 25.1. Este efeito pode ser observado na regressão linear positiva entre a altura da pastagem e a radiação fotossinteticamente ativa (RFA) refletida pela vegetação no nível do solo. Esta regressão permite deduzir que, à medida que aumenta a altura da vegetação, menor será a interceptação da radiação e, em conseqüência, menor será o número de plantas de capim-annoni recrutadas. Pela mesma razão pode-se dizer que, ao contrário, à medida que diminui a altura

da vegetação aumenta a radiação refletida e, conseqüentemente, maior será o número de plantas de capim-annoni recrutadas.

Com base nestes resultados, é possível concluir que o regime de pastejo contínuo contribuiu para que algumas sementes de capim-annoni tivessem a chance de germinar e estabelecer-se, ou seja, esta prática de manejo, independente do nível inicial de distúrbio do solo, é o principal fator responsável pela invasão da pastagem nativa pelo capim-annoni. Comprovou-se neste estudo que a manutenção de uma maior altura da pastagem através da utilização do pastejo rotativo pode evitar o estabelecimento do capim-annoni. Estes resultados, acima de tudo, demonstram que uma pastagem nativa com altura em torno de 10 cm, com maior biomassa, mais densa e vigorosa maximiza a utilização dos recursos ambientais (luz, nutrientes e água) e, em conseqüência, limita a disponibilidade destes recursos para o eventual recrutamento e desenvolvimento da espécie invasora (Davis *et al.* 2000). As comunidades com estas condições mantém uma maior massa de forragem verde, acumulam material morto, eliminam espaços vazios, reduzem a entrada de luz e a temperatura na superfície do solo. Ao contrário, a maior invasão verificada sob pastejo contínuo no campo inicialmente baixo e no campo escarificado está diretamente associada com a baixa altura da pastagem imposta inicialmente pelo pastejo intenso e, subseqüentemente, mantida pelo pastejo contínuo. A combinação destes dois fatores (distúrbio inicial intenso mais pastejo contínuo), conforme esperado, favorece o aparecimento de plantas de capim-annoni. Assim, o tempo transcorrido entre a primeira semeadura de capim-annoni (10/7/2004) e a última avaliação (01/05/2007) foi suficiente para que algumas sementes da espécie tivessem a chance de germinar e estabelecer-se, dando início ao processo de invasão.

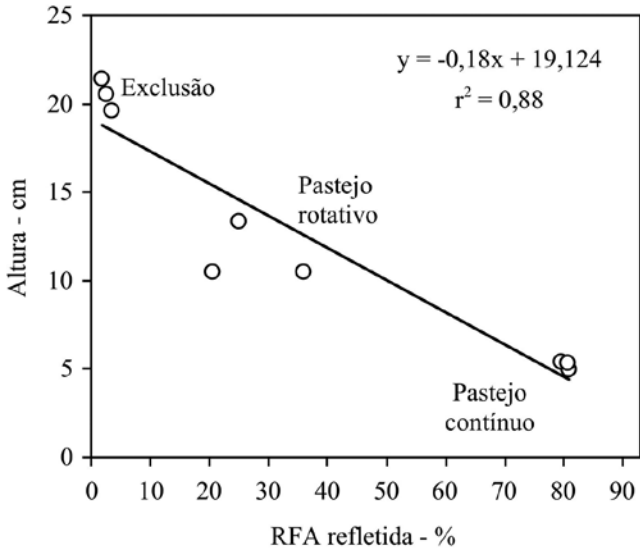


Figura 25.1 Regressão linear entre a radiação fotossinteticamente ativa (RFA) refletida no nível do solo e a altura da vegetação em função dos regimes de manejo da pastagem na avaliação de 08/10/2006.

Utilização de pastagem nativa dominada por capim-annoni

A performance produtiva e reprodutiva de animais em áreas de pastagem nativa intensamente infestadas por capim-annoni é prejudicada pelo baixo consumo voluntário da forragem, em razão dos seus altos teores de fibra e baixos teores de proteína. Em pastagens com estas condições recomenda-se a utilização da suplementação mineral e protéica aos animais, a fim de promover uma melhoria na qualidade da dieta, incrementar a atividade microbiana do rúmen, estimular o consumo de forragem e melhorar o seu desempenho produtivo e reprodutivo. Esta recomendação representa uma oportunidade de combater o capim-annoni sem implicar na conversão do campo natural em culturas de grão ou pastagens cultivadas. Acima de tudo, esta alternativa representa uma perspectiva de conviver "amistosamente" com o problema da invasão numa condição de maior produtividade animal e, ao mesmo tempo, uma oportunidade para desenvolver novas ferramentas de manejo com potencial para reduzir a freqüência do capim-annoni e restaurar a biodiversidade da pastagem nativa. Em razão destes fatos, foi realizado, em Rio Pardo, RS, experimento para avaliar o efeito da suplementação protéica e mineral sobre a performance produtiva e reprodutiva em três fases do desenvolvimento de novilhas de corte em pastagem nativa dominada por capim-annoni. Na primeira fase, de 6 de setembro a 15 de dezembro de 2005, foi avaliada durante 101 dias de pastejo a performance produtiva e reprodutiva de novilhas de corte com idade inicial de 20 meses (Brüning 2007). Na segunda fase, de 18 de março a 21 de setembro de 2006 (188 dias) foi avaliado o desempenho produtivo e reprodutivo de novilhas em

gestação, com idade inicial de 27 meses (Garcia 2008), e na terceira fase, compreendida entre 28 de setembro de 2006 e 25 de maio de 2007 (240 dias) foi feita a avaliação da performance produtiva e reprodutiva de vacas primíparas com idade inicial de 34 meses (os mesmos animais da segunda fase) e o desempenho ponderal de seus terneiros com e sem "creep-feeding", até o desmame com idade de 6 a 7 meses (Pellegrini *et al.* 2008a, Pellegrini *et al.* 2008b).

Nestes experimentos foram avaliados os efeitos da suplementação mineral-protéica usando os seguintes tratamentos: sal mineral, ou sal mineral proteinado, ou sal proteinado mais sal mineral reprodução, em comparação com sal comum, usado como testemunha, sobre o desempenho produtivo e reprodutivo das novilhas de corte, em pastagem nativa que apresentava 70% de cobertura de capim-annoni. Utilizou-se uma área experimental de 37 hectares, subdividida em oito potreiros, sendo estes as unidades experimentais. Foram utilizadas 32 novilhas *testers*, com idade inicial média de 20 meses. As novilhas foram acasaladas e as que conceberam (prenhas) foram reagrupadas para as avaliações das duas fases seguintes. O delineamento experimental foi inteiramente casualizado com duas repetições. As variáveis avaliadas foram: massa de forragem, carga animal (kg PV/ha), oferta de forragem, ganho médio diário, ganho de peso vivo por área (GPV/ha), escore de condição corporal inicial dos animais. Foram realizados a determinação dos componentes morfológicos, folha, colmo e o material morto, do capim-annoni e de outras espécies (maior parte nativas); dos quais foram avaliados o teor de proteína bruta (PB) e de fibra em detergente neutro (FDNcp, corrigida para cinzas e PB).

Os valores médios observados de massa de forragem disponível, carga animal, oferta de forragem total e verde oscilaram entre 2.800 a 3.700 kg de matéria seca/ha, 450 a 600 kg PV/ha, oferta de forragem total entre 16 a 20 kg de MS/100 kg de PV e oferta de forragem verde 10 a 15 kg de MS/100 kg de PV. Em cada uma das três fases de avaliação a massa de forragem, a carga animal e a oferta de forragem não apresentaram diferenças entre os tratamentos. Este fato permite inferir que as diferenças verificadas no desempenho produtivo e reprodutivo dos animais estão associadas aos tratamentos de suplementação e, desse modo, às dietas por eles consumidas. As determinações bromatológicas apresentaram os seguintes valores médios obtidos das três fases de avaliação: a) PB - 8,8; 5,9; 4,4; e 11,1% para folha e colmo de capim-annoni, material morto e outras espécies (maioria espécies de gramíneas nativas com dominância de grama-de-forquilha), respectivamente; b) FDNpc - 79,0; 83,1; 80,0; e 66%, para folha e colmo de capim-annoni, material morto e outras espécies, respectivamente. As médias ponderadas de PB e FDNpc da forragem disponível foram 5,9 e 77,8%, respectivamente, e a participação porcentual do componente "outras espécies" na matéria seca oscilou entre 2,5% e 7,3%. Uma fração considerável do nitrogênio presente na FDNcp encontra-se na forma indisponível. No conjunto, os valores médios de PB da matéria seca estão aquém do valor crítico mínimo de 7%, abaixo do qual a ingestão de nitrogênio não satisfaz as exigências dos microorganismos do rúmen (Van Soest 1994). Os valores médios de FDNpc, por sua vez, são extremamente elevados, limitando a ingestão.

De um modo geral, se observou a tendência dos ganhos de peso, registrados nos tratamentos com sal proteinado, ser superior aos observados com apenas sal comum, nas três fases de avaliação (Tabela 25.4). Os ganhos, na primeira fase de avaliação, foram favorecidos em parte, pelo fato das novilhas se encontrarem numa fase de menor exigência nutricional e, também, pela pastagem estar em crescimento ativo e com maior proporção de material verde. Na segunda fase de avaliação, os ganhos de peso dos animais caíram para valores em torno de 50% menores do que os registrados na primeira fase, pois os animais estavam em gestação e, portanto, numa fase fisiológica de alta exigência nutricional, somado ao fato das plantas estarem em avançado estágio de desenvolvimento que, associado às baixas temperaturas do período frio, restringiram o crescimento de novos perfilhos, provocando acúmulo de material morto e reduzindo o valor nutritivo da pastagem. Na terceira fase, as exigências nutricionais das vacas primíparas são muito altas em razão de terem que se recuperar do parto, alimentar seus terneiros e talvez conceber e repetir cria. Como resultado, em todos os tratamentos de suplementação, as vacas perderam peso (Tabela 25.4), sendo que as que receberam sal comum ainda perderam condição

de escore corporal caindo de 2,7 para 2,5, enquanto as vacas dos demais tratamentos mantiveram seus escores em torno de 2,9, todos considerados muito baixos.

▼ Tabela 25.4 | Efeito da suplementação protéica e mineral sobre ganho médio diário (g/animal) dos animais nas três fases de avaliação. Granja São Lucas, Rio Pardo, RS.

Suplementos	Novilhas de sobreano (Primavera)	Novilhas gestantes (Outono-inverno)	Vacas primíparas (verão-outono-inverno)
Sal comum	218	77	-141
Sal mineral	280	180	-92
Sal proteinado	424	270	-24
Sal proteinado+sal reprodução	411	206	-10
Média	333	183	-67

Tabela adaptada (Brüning 2007, Garcia 2008, Pellegrini *et al.* 2008a, Pellegrini *et al.* 2008b).

Os ganhos de peso dos terneiros não foram influenciados pelos tratamentos, e variaram de 466 a 543 g/terneiro. A produção de leite das vacas não foi influenciada pelos tratamentos, sendo as produções médias de 5,3 litros/dia no início da lactação e de 1,3 litros/dia no final. Cabe ainda destacar, que o desempenho reprodutivo das vacas que receberam sal reprodução e sal proteinado associado ao "creep-feeding", atingiu uma taxa média de natalidade de 62,5%, enquanto as vacas expostas aos demais tratamentos atingiram a taxa média histórica de 50% registrada no rebanho de bovinos de corte no RS, ou seja não repetiram cria.

Com a finalidade de descrever as variações da vegetação pelas espécies presentes nos oito potreiros, Carlotto (2008) realizou levantamentos da composição florística da vegetação em oito unidades amostrais demarcadas ao longo de gradientes de relevo topo, encosta e baixada. Os levantamentos foram realizados nos dias 9/10/2005 (primavera), 24/06/2006 (inverno) e 03/02/2007 (verão). A estimativa de abundância-cobertura das espécies presentes em cada parcela experimental foi realizada em oito quadros permanentes de 0,5m x 0,5m por potreiro (Girardi-Deiro & Gonçalves 1987).

Os tratamentos de suplementação não influenciaram a composição florística dos piquetes nos três levantamentos realizados na pastagem nativa dominada por capim-annoni. Desse modo, supõe-se que os efeitos dos tratamentos de suplementação sobre o comportamento ingestivo dos animais tenham sido independentes da composição florística da pastagem. A ausência de resposta aos tratamentos deve-se, possivelmente, também ao pequeno consumo dos suplementos pelos animais (entre 50 a 150 g/animal/dia), à pequena oscilação da massa de forragem entre os piquetes (2,8 a 3,5 t/ha) e ao curto período de avaliação. Nos três levantamentos foram identificadas 90 espécies e 23 famílias assim distribuídas: 66 espécies no primeiro levantamento (primavera) em 19 famílias, 43 espécies no segundo levantamento (inverno) em 15 famílias e 27 espécies no terceiro levantamento (verão) em 10 famílias. Registrou-se a ocorrência de 31 espécies ruderais nos três levantamentos florísticos, representando 34% das espécies residentes no local. As famílias mais abundantes em número de espécies foram, em ordem decrescente, *Poaceae*, *Asteraceae*, *Fabaceae e Cyperaceae*, sendo que a primeira família contribuiu com 30 espécies. A predominância destas famílias também foi observada por outros autores (Boldrini 1993, Focht 2001, 2008). Boldrini (1993), em pesquisa realizada na mesma região ecoclimática do presente trabalho, registrou, em 10 levantamentos durante cinco anos, a ocorrência de 209 espécies, representadas por 37 famílias, sendo que 68,8% destas pertenciam a cinco famílias. Focht (2001), em área de pastagem nativa, na mesma região ecoclimática, em dois levantamentos durante um ano, encontrou 149 espécies distribuídas em 30 famílias, sendo que das espécies encontradas, 36 eram ruderais. As famílias predominantes encontradas nestes trabalhos são semelhantes às observadas no presente estudo. No entanto, o número de famílias e de espécies por família observadas foram inferiores aos encontrados por aqueles autores. O menor número de famílias e espécies pode ser atribuído à elevada abundância de capim-annoni, bem como por um provável efeito alelopático negativo do capim-annoni sobre as espécies nativas (Ferreira *et al.* 2008). Tem sido afirmado de senso comum que a invasão da pastagem nativa pelo capim-annoni reduz a freqüência/cobertura de espécies forrageiras nativas, podendo provocar o desaparecimento temporário de algumas. Provavelmente, este desaparecimento também pode decorrer do pastejo repetido nos sítios formados por espécies nativas de elevada palatabilidade. A remoção intensa de partes vegetativas das espécies mais palatáveis pela

herbivoria pode reduzir as suas freqüências ou mesmo serem eliminadas, enquanto que as de menor palatabilidade podem ser incrementadas por estarem numa condição de reduzida competição (Burrows 1990). Neste processo, espécies menos palatáveis e rejeitadas pelos animais, tal como o capim-annoni, têm a oportunidade de se desenvolverem numa condição de baixa competição e aumentarem em abundância (Medeiros & Focht 2007).

Dentre as espécies com freqüência maior ou igual a 50%, em cada um dos três levantamentos, sete estiveram presentes em todos eles (*Eragrostis plana*, *Paspalum notatum*, *Desmodium incanum*, *Hypoxis decumbens*, *Vernonia nudiflora*, *Andropogon lateralis*, *Piptochaetium montevidense*). Apenas o capim-annoni foi registrado em todas as unidades amostrais nos três levantamentos florísticos. Os resultados destas avaliações permitem concluir que a elevada e homogênea abundância do capim-annoni e a sua presença em qualquer situação de relevo provocam forte redução na riqueza florística da pastagem nativa, concordando com o que tem sido afirmado de senso comum, que áreas de pastagem nativa invadidas por capim-annoni apresentam menor riqueza.

Um aspecto relevante refere-se a presença do "pega-pega" (*Desmodium incanum*) em 95% das unidades amostrais avaliadas neste estudo, demonstrando que ele se mantém na pastagem nativa dominada por capim-annoni, não sendo prejudicado pelo efeito alelopático registrado para outras espécies (Coelho 1986, Ferreira *et al.* 2008). Este fato sugere a necessidade de se realizar pesquisas com o objetivo de identificar práticas de manejo que favoreçam o aumento da sua freqüência e contribuição na forragem disponível, tais como aplicações de corretivos e fertilizantes fosfatados (Moojen 2001). No caso particular de pastagens nativas dominadas por capim-annoni, o aumento da abundância desta leguminosa nativa perene é altamente desejável para melhorar a qualidade da forragem produzida, além de sua provável contribuição no aporte de nitrogênio para todo o ecossistema.

Considerações finais

Em razão da alta proporção das pastagens nativas já atingidas pela invasão do capim-annoni no RS, a situação atual exige que medidas efetivas para o controle e contenção da sua expansão sejam prontamente implementadas, a fim de evitar um provável desastre ecológico no bioma Pampa e seus prejuízos ambientais e socioeconômicos. Há mais de 40 anos esta situação vem sendo denunciada por técnicos e produtores, revelando claramente o enorme perigo desta invasão biológica que ameaça a integridade florística e a produtividade animal das pastagens nativas no Bioma Pampa.

As pesquisas realizadas ao longo das últimas quatro décadas, sumarizadas neste capítulo, oferecem informações úteis para definir algumas estratégias e ações eficazes no sentido de combater ou controlar a expansão geográfica ou territorial do capim-annoni, e até mesmo de estabelecer um convívio amistoso com esta gramínea, através da utilização de pastagens nativas infestadas pela invasora. Entretanto, por melhor que seja o atual suporte científico proporcionado pelas pesquisas, este alicerce ainda é insuficiente para solucionar adequadamente os problemas causados por esta invasora no Rio Grande do Sul. Apesar do esforço realizado na implementação das recomendações da pesquisa, os seus efeitos práticos no controle do capim-annoni não foram efetivos. A oportunidade de recuperar este "tempo perdido" depende de colocar em prática as recomendações disponíveis e implementar vigorosamente novos projetos e políticas pertinentes de modo intenso e contínuo.

Para atingir um nível satisfatório de sucesso, com relevante redução do agravamento da atual situação, um programa permanente de prevenção da contaminação das pastagens nativas livres de capim-annoni, discutido e elaborado em conjunto entre os setores públicos e privado, deve ser colocado em prática. Contudo, conforme demonstrado neste capítulo, o aumento da altura da pastagem e de seu resíduo pode evitar a invasão e, por isso, deve ser recomendada e priorizada neste programa.

Em razão da grande extensão da área já invadida pelo capim-annoni, é necessário avançar no desenvolvimento de um conjunto de práticas de manejo para a utilização racional e sustentável destes campos. A dificuldade para desenvolver estas técnicas reside no pastejo seletivo, com os animais preferindo consumir as espécies nativas mais palatáveis, em detrimento do capim-annoni. Esta seletividade varia com a espécie vegetal e com a idade das plantas, com a carga e a espécie animal, sendo maior em ovinos do que em bovinos. Em razão destes fatos, avaliações dos efeitos da manipulação de níveis de oferta de forragem com categorias de bovinos menos exigentes e de espécies de herbívoros menos seletivos, pastejo misto bovino-ovino, ajustado para cada estação de crescimento, uso de pastejo rotativo ou diferimentos, suplementação protéica e mineral e/ou energética, especialmente no período frio para rebaixar as touceiras do capim-annoni não consumido na estação de crescimento, sobre a dinâmica do capim-annoni, poderiam indicar o potencial destas práticas na restauração da freqüência "original" das principais espécies nativas de bom valor nutritivo. A introdução de gramíneas e de leguminosas nativas ou o aumento da freqüência de espécies altamente desejáveis, como *Desmodium incanum* por meio da calagem e adubação fosfatada, roçadas estratégicas ou fenação para evitar a produção de sementes da invasora, também podem contribuir para a restauração das espécies nativas de maior valor nutritivo. As ferramentas de manejo de prevenção e controle do capim-annoni, discutidas neste capítulo, devem ser aprimoradas por meio de projetos de pesquisa alicerçados em princípios ecológicos, multidisciplinares, integrados entre universidades e instituições de pesquisa regionais, nacionais e internacionais, empresas privadas e produtores rurais.

Agradecimentos

Os autores agradecem o inestimável apoio do professor Valério De Patta Pillar, no planejamento dos experimentos com capim-annoni e sua valiosa contribuição na revisão deste capítulo, bem como a UFRGS, FAPERGS, CNPq, CAPES, Sindicato Rural de Dom Pedrito, Estância Guatambu, Fazenda São Lucas, Tortuga Companhia Zootécnica Agrária e Sindicato Rural de Rio Pardo pelo apoio logístico e financeiro recebido para a execução dos trabalhos de pesquisa com capim-annoni, muitos dos quais, relatados neste capítulo.

Referências

Andrews T.S. 1995. Dispersal of Seeds of Giant *Sporobolus* spp. after Ingestion by Grazing Cattle. *Australian Journal of Experimental Agriculture and Animal Husbandry* 35: 353-356.

Boldrini I.I. 1993. *Dinâmica de Vegetação de uma Pastagem Natural sob Diferentes Níveis de Oferta de Forragem e Tipos de Solos, Depressão Central, Rio Grande do Sul*. Tese de doutorado, Programa de Pós-Graduação em Zootecnia, Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre, p. 262.

Bray S.G., Cahill L., Paton C.J. & *al. e.* 1998. Can cattle spread giant rats tail grass seed (*Sporobolus pyramidalys*) in their faeces? Disponível em: <http//www.regional.org.au/au/asa/1998/6/030bray.htm> Acesso: 04/04/2005.

Brüning G. 2007. *Efeito da suplementação mineral e protéica na composição químico-bromatológica da forragem e desempenho de novilhas em pastagem nativa dominada por capim-annoni-2 na Depressão Central, RS*. Programa de Pós-Graduação em Zootecnia, Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre, p. 140.

Burrows C.J. 1990. *Processes of vegetation change*. Unwin Hyman, London, 551 p.

Carlotto S.B. 2008. *Comportamento ingestivo diurno de vacas primíparas em pastagem nativa dominada por capim-annoni-2 em função de suplementação protéica e mineral*. Tese de Doutorado, Programa de Pós-graduação em Zootecnia, Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre, p. 157.

Coelho R.W. 1986. Substâncias Fitotóxicas Presentes no Capim Annoni-2. *Pesquisa Agropecuária Brasileira* 21: 255-263.

Couto A.C.A.d. 1994. *Avaliação de duas espécies de Brachiaria visando controlar a reinvasão por Eragrostis plana Nees*. Dissertação de Mestrado, Zootecnia, Universidade Federal de Pelotas, Pelotas, p. 161.

Davis M.A., Grime J.P. & Thompson K. 2000. Fluctuating Resources in Plant Communities: a General Theory of Invasibility. *Journal of Ecology* 88: 528-534.

Ferreira N.R. 2007. *Controle ecológico de focos dispersores de capim-annoni-2 em acostamentos de rodovias*. Dissertação de Mestrado, Programa de Pós-Graduação em Zootecnia, Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre, p. 101.

Ferreira N.R., Medeiros R.B. & Soares G.L.G. 2008. Potencial alelopático do capim-annoni-2 (*Eragrostis plana* Nees) na germinação de sementes de gramíneas perenes estivais. *Revista Brasileira de Sementes* 20: 43-50.

Figueiró P. 1976. Resposta do capim annoni-2 (*Eragrostis plana* Nees) ao pastoreio com ovinos. In: *13 Reunião Anual da Sociedade Brasileira de Zootecnia*. SBZ Salvador, pp. 281-282.

Focht T. 2001. *Padrões espaciais em comunidades vegetais de um campo pastejado e suas relações com fatores do ambiente*. Dissertação de Mestrado, Programa de Pós-Graduação em Ecologia, Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre, p. 132.

Focht T. 2008. *Ecologia e dinâmica do capim-annoni-2 (Eragrostis plana Nees), uma invasora dos Campos Sulinos: prevenção da sua expansão*. Tese de Doutorado, Programa de Pós-Graduação em Ecologia, Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre, p. 157.

Garcia R.P.A. 2008. *Avaliação da suplementação mineral e protéica no desempenho produtivo de novilhas gestantes em pastagem nativa dominada por capim-annoni-2*. Dissertação de Mestrado, Universidade Federal do Rio Grande do Sul, p. 80.

Girardi-Deiro A.M. & Gonçalves J.O.N. 1987. Determinação do Tamanho e Número de Amostras da Vegetação do Campo Natural em Bagé, RS. In: *Coletânea das Pesquisas Forrageiras*. EMBRAPA-CNPO Bagé, pp. 91-102.

Gonzaga S.S. & Coelho R.W. 1993. Manejo de pastagem de *Agrostis capillaris* Consorciado com *Lotus corniculatus* visando controlar a reinvasão com *Eragrostis plana*. In: *Reunião Regional de Avaliação de Pesquisa dom Annoni-2*. EMBRAPA-CPPSUL Bagé, pp. 5-23.

Guterres E.P. 1993. Considerações sobre o estabelecimento de forrageiras em áreas inçadas com capim annoni-2 (*Eragrostis plana* Nees) na Estação Experimental Zootécnica de Tupanciretã. In: *Reunião Regional de Avaliação de Pesquisa com Annoni-2*. EMBRAPA-CPPSUL Bagé, pp. 5-23.

Hórus I. 2009. Espécies Exóticas Invasoras: Fichas técnicas/Eragrostis plana. URL <www.institutohorus.org.br/download/fichas/Eragrostis/plana.htm>

Leal T.C., Nunes R.V.O. & Silva V.S. 1973. Performance de Novilhos em Pastagens de *Eragrostis plana* Nees e Campo Nativo, com e sem Adubação. In. IPZFO Tupanciretã.

Lisboa C.A.V., Medeiros R.B., Azevedo E.B. *et al.* 2009. Germinação de sementes de capim-annoni-2 (*Eragrostis plana* Ness) recuperadas em fezes de bovinos. *Revista Brasileira de Zootecnia* 36: 405-410.

Medeiros R.B. & Focht T. 2007. Invasão, prevenção, controle e utilização do capim-annoni-2 (*Eragrostis plana* Ness) no Rio Grande do Sul, Brasil. *Pesquisa Agropecuária Gaúcha* 13: 105-114.

Medeiros R.B., Focht T., Freitas M.R. & Menegon L.L. 2006. Longevidade de Sementes de Capim-Annoni-2 em Solo de Campo Natural. In: *21 Reunião do Grupo Técnico em Forrageiras do Cone Sul*. Grupo Técnico em Forrageiras do Cone Sul Pelotas.

Medeiros R.B.d., Pillar V.D. & Reis J.C.L. 2004. Expansão de *Eragrostis plana* Ness. (Capim Annoni-2) no Rio Grande do Sul e indicativos de controle. In: *20 Reunión del Grupo Técnico Regional del Cono Sur en Mejoramiento y Utilización de los Recursos Forrajeros del Área Tropical y Subtropical*. Grupo Campos Salto, pp. 208-211.

Mohler C.L. 2001. Weed Evolution and Community Structure. In: *Ecological Management of Agricultural Weeds* (eds. Liebman M, Mohler CL & Staver CP). Cambridge University Cambridge, pp. 444-493.

Moojen, E. L. 1991. *Dinâmica e potencial produtivo de uma pastagem nativa do Rio Grande do Sul submetida a pressões de pastejo, época de diferimento e níveis de adubação*. Tese de Doutorado. Programa de Pós-Graduação em Zootecnia, Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre, 231p.

Nascimento A. & Hall G.A.B. 1978. Estudos Comparativos de Capim Annoni-2 (*Eragrostis plana*) e Pastagem Nativa de Várzea da Região de Santa Maria, Rio Grande do Sul. 1. Características Químico-Bromatológicas. *Pesquisa Agropecuária Brasileira* 13: 7-14.

Ocumpaugh W.R., Stuth J.W. & Archer S.S. 1993. Recovery and germination of switchgrass seed fed to cattle. In: *17 International Grassland Congress* (ed. Osmond G). International Grassland Society The University of Adelaide, Waite Agricultural Institute, pp. 316-319.

Pellegrini C.B., Medeiros R.B., Carlotto S.B. *et al.* 2008a. Efeito da suplementação protéica e mineral de vacas de corte sob pastejo no desenvolvimento de seus bezerros. In: *22 Reunión del Grupo Técnico en Forrajeras del Cono Sur – Grupo Campos* (Anais...). Minas, Lavalleja: INIA, Uruguai. pp. 216-217. CD-ROM.

Pellegrini C.B., Medeiros R.B. & Saibro J.C. 2008b. Suplementação protéica e mineral de vacas de corte em pastagem nativa dominada por capim-annoni-2 *(Eragrostis plana Ness). In: 22 Reunión del Grupo Técnico en Forrajeras del Cono Sur – Grupo Campos* (Anais...). Minas, Lavalleja: INIA, Uruguai. p. 216. CD-ROM.

Reis J.C.L. 1993. Capim annoni-2: Origem, Morfologia, Características, Disseminação. In: *2 Reunião Regional de Avaliação de Pesquisa com Annoni-2* (ed. EMBRAPA-CPPSUL). EMBRAPA-CPPSUL Bagé, pp. 5-23.

Reis J.C.L. & Coelho R.W. 2000. Sucessão de culturas no controle do capim annoni-2. In: *37 Reunião Anual da Sociedade Brasileira de Zootecnia* (eds. Nascimento Jr. D *et al*). SBZ Viçosa.

Reis J.C.L. & Oliveira O.L.P. 1978. Considerações sobre o Capim Annoni 2. In: *Circular Técnica*. EMBRAPA-UEPAE Bagé, p. 8.

SARS 1978. Relatório e apreciação sobre o valor nutritivo, produtividade e comportamento do "capim Annoni 2" (Eragrostis plana Nees). In: *Relatório*. IPZFO, Secretaria Agricultura do Rio Grande do Sul Porto Alegre, p. 13.

Schneider A.A. & Irgang B.E. 2005. Florística e fitossociologia de vegetação viária no município de Não-Me-Toque, Rio Grande do Sul, Brasil. *Iheringia* 1: 49-62.

Silva V.P.S., Leal T.C., Gomes D.B. & *al. e.* 1973. Performance de Novilhos em Pastagens de *Eragrostis plana* (capim annoni-2) e Campo Nativo, com e sem Fertilização. In: *Anuário Técnico do IPZFO*. IPZFO Porto Alegre, pp. 117-118.

Simão Neto M., Jones R.M. & Ratcliff D. 1987. Recovery of pasture seed ingested by ruminants:1-Seed of six tropical pasture species fed to cattle, sheep and goats. *Australian Journal of Experimental Agriculture and Animal Husbandry* 27: 239-246.

Van Soest P.J. 1994. *Nutritional Ecology of the Ruminant*. Cornell University Press, New York, 476 p.

Cerros Florentina, Palomas e dos Munhoz, Santana do Livramento, RS. Acervo Labgeo/Centro de Ecologia da UFRGS.

Capítulo 26

Os desafios da ciência das pastagens européias são relevantes para os Campos Sulinos?[1]

Jean-François Soussana[2]

Introdução

Na Europa, as pastagens naturais são uma das formas predominantes de uso da terra, cobrindo 80 milhões de hectares, ou 22% das terras da União Européia (EU-25) (EEA 2005). As pastagens naturais européias sustentam um importante número de herbívoros domésticos, 150 milhões de vacas e 150 milhões de ovelhas, aproximadamente 15% da população animal global (FAO 2003). A maior parte das pastagens naturais européias são mantidas com pastejo ou ceifa, sendo a freqüência e a intensidade de cada um cruciais para a proteção das pastagens naturais e das espécies que elas abrigam. A pressão sobre hábitats pastoris está aumentando progressivamente. Em 20 anos, a área de pastagens naturais e artificiais permanentes no oeste europeu reduziu em 12% (E.C. 1999). Especialmente em sistemas de produção de leite, parte das pastagens semi-naturais tem sido substituídas por pastagens semeadas, que são supridas com altas taxas de suplemento de fertilização de nitrogênio orgânico e inorgânico. Por outro lado, as pastagens naturais extensivamente manejadas em áreas de menor importância são parcialmente abandonadas e 60% da área recentemente florestada na União Européia foi anteriormente pastagem permanente ou área de produção de feno (EEA 2005). Essa situação assemelha-se àquela dos Campos Sulinos, onde a área de abrangência dos campos naturais diminuiu em muitas regiões (Baldi & Paruelo 2008) como um resultado da recente expansão de lavouras.

Existem, no entanto, algumas grandes diferenças no manejo das pastagens naturais na Europa e no sul do Brasil. Grande parte das pastagens naturais na Europa são fertilizadas com taxas anuais de mais de 100 kg N/ha (Fig. 26.1). Em contraste com os Campos Sulinos, o pastejo na Europa é sazonal.

Foto de abertura: Valério Pillar. Lavouras no Planalto Médio, RS.

1 Este capítulo foi originalmente escrito em inglês. Tradução: Carolina C. Blanco e Alessandra Fidelis

2 INRA, UR874 Grassland Ecosystem Research, Clermont-Ferrand, France. E-mail:soussana@clermont.inra.fr. INRA, UREP, 234 Avenue du Brézet, F-63100, France.

Devido à grande variabilidade na temperatura e precipitação ao longo do continente, o início da estação de pastejo varia entre Fevereiro e Junho e sua duração potencial fica entre 60 e 180 dias (Fig. 26.2). A maioria dos campos manejados na Europa são cortados, no mínimo, uma vez por ano para a produção de feno e silagem e, portanto, a fração do campo utilizada para pastejo é relativa-

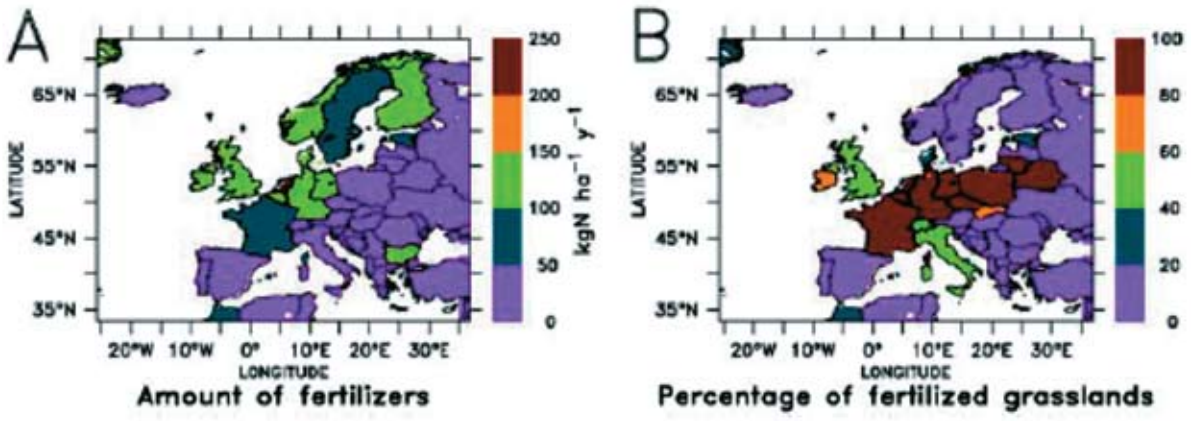


Figura 26.1 Quantidade de suplemento anual de fertilizantes à base de N e a porcentagem de pastagens naturais fertilizadas em países da Europa (Vuichard *et al.* 2007).

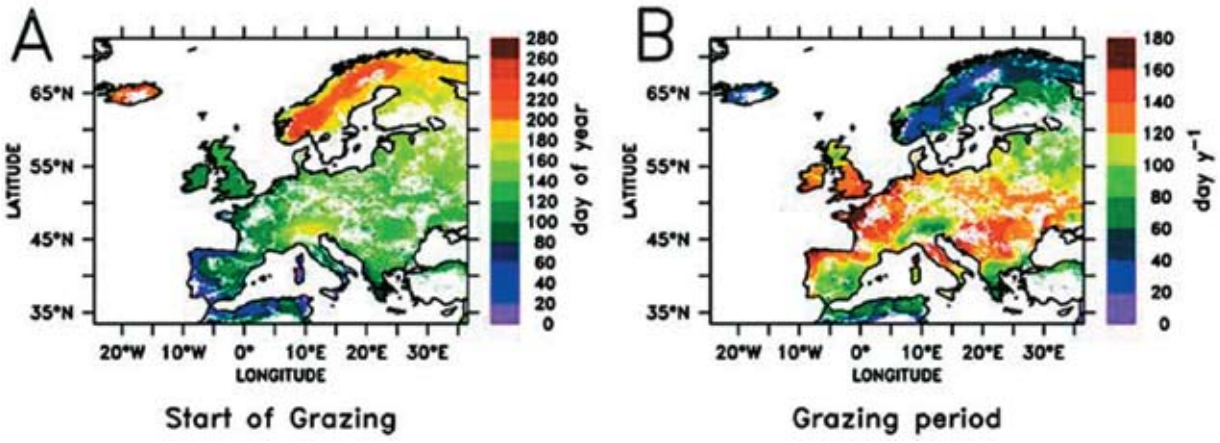


Figura 26.2 Dia do ano para o começo do pastejo e duração do período de pastejo nas pastagens naturais européias (estimativa baseada no clima). Modificado de (Vuichard *et al.* 2007).

mente pequena (Fig. 26.3). O pastejo é usualmente organizado com rotação entre potreiros, sendo cada potreiro submetido a uma instantânea e alta lotação animal por um curto período de tempo (uma ou duas semanas, por exemplo). Essas práticas de manejo levam à utilização de uma alta fração da produtividade primária liquida acima do solo com ceifa ou pastejo. Por outro lado, em áreas montanhosas e secas, campos grossos (*rough grasslands*) são extensivamente pastejados no verão, uma prática que se assemelha mais às práticas de pastejo nos Campos Sulinos.

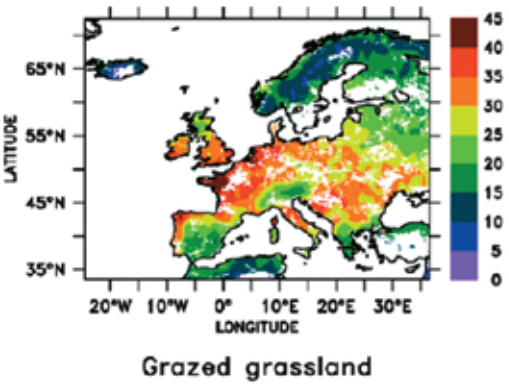


Figura 26.3 Distribuição na Europa da proporção de campos pastejados (porcentagem da área total de pastagens naturais). Simulações feitas com o modelo PASIM (Vuichard *et al.* 2007).

Assim como no sul do Brasil, as áreas definidas como hábitats de pastagem 'semi-natural' na Europa são o lar de muitas espécies valiosas. Estima-se que metade de todas as espécies depende de hábitats agrícolas incluindo cerca de 40% de pastagens naturais permanentes (EEA 2005). As pastagens semi-

naturais muitas vezes são *hot spots* de biodiversidade e abrigam muitas plantas especializadas, animais e microorganismos, todos interligados numa grande variedade de microhábitats (Marriott *et al.* 2004, Clergue *et al.* 2005).

Conseqüentemente, na Europa, alguns dos tópicos de conservação da natureza mais críticos relacionam-se hoje a mudanças de práticas tradicionais para práticas modernas em hábitats que são usados para pastejo e para o abandono da terra de cultivo em algumas outras áreas onde a intensificação não é possível ou não é economicamente viável (EEA 2005).

A mudança global afetará os biomas campestres em todo o mundo. A queima de combustíveis fósseis pelo homem tem feito com que as concentrações médias de CO_2 na atmosfera aumentem e excedam 380 μmol mol^{-1}, um nível que é 32% maior do que em períodos pré-industriais (Keeling & Whorf 2005). Pelo fato do CO_2 absorver energia de ondas longas, ele aquece a superfície da Terra. Predições sobre a futura concentração atmosférica de CO_2 no ano de 2100 variam entre 540 e 970 μmol mol^{-1} (Houghton *et al.* 2001). Entradas adicionais de carbono na atmosfera produzirão mais aquecimento e podem contribuir para a ocorrência de mais períodos de calor (Meehl & Tebaldi 2004).

Os solos das pastagens naturais são grandes estoques de carbono (C), podendo agir como um reservatório bruto de CO_2 atmosférico (isto é, seqüestro de C). O óxido nitroso (N_2O) é emitido por solos fertilizados e por sistemas de descarga de estoque animal (Freibauer *et al.* 2004). A fermentação entérica produz metano (CH_4), que é emitido pelo rebanho e pode ser trocado com o solo. Portanto, as pastagens naturais contribuem para a troca biosfera-atmosfera de gases de traço radiativamente ativo, com seus fluxos intimamente ligados ao manejo (Soussana *et al.* 2004).

Uma busca por literatura na base de dados *CAB Abstracts* para os últimos cinco anos usando-se *'grassland'* como palavra-chave teve combinações com: 'biodiversidade', 'mudança climática' e 'seqüestro de carbono ou gases do efeito estufa'. Essa pesquisa gerou 1513, 1047 e 470 referências, respectivamente, mostrando uma pesquisa ativa em andamento em cada um desses campos. No entanto, houve apenas cinco referências que consideravam todas as palavras-chave. Interconexões entre biodiversidade, mudança climática e seqüestro de carbono são, portanto, raramente discutidas para ecossistemas de pastagens naturais.

Tópicos sobre biodiversidade, mudança climática, seqüestro de C e sistemas de produção estão altamente interconectados nos ecossistemas de pastagens naturais e deveriam ser considerados juntos durante o planejamento de práticas de manejo pelos seguintes motivos:

- ambos biodiversidade e estoques de C (*i.e.*, matéria orgânica do solo) são vulneráveis à mudança climática,
- a biodiversidade e a matéria orgânica do solo podem favorecer a resiliência das pastagens naturais à mudança climática,
- ambas biodiversidade e matéria orgânica do solo afetam a taxa de seqüestro de carbono,
- as práticas agrícolas, que agem sobre esses fluxos e taxas de mudanças são planejadas no nível da propriedade de um modo consistente e são direcionadas por fatores sócio-econômicos.

Neste contexto, existem novos riscos (induzidos pela mudança climática), novas oportunidades (relacionadas ao seqüestro de carbono e à conservação da biodiversidade, por exemplo) e novos desafios (envolvendo manejo do campo e práticas agrícolas) para as pastagens naturais manejadas. Esses riscos e oportunidades são discutidos no contexto europeu, sendo abordada sua relevância para os Campos Sulinos.

Biodiversidade, serviços ambientais e mudança climática global

Pressões e impactos sobre a biodiversidade das pastagens naturais

Na Europa, a intensificação agrícola, especialmente o uso de arado e ressemeadura e uma mudança de feno para a produção de silagem nos últimos 50 anos resultaram na perda da biodiversidade (flora e fauna) associada às pastagens semi-naturais. Enquanto campos ricos em espécies têm sido o foco de esforços de conservação da natureza (Jefferson 2005), também têm sido feitas tentativas para recuperar pastagens semi-naturais em solos anteriormente arados (Walker *et al.* 2004).

Os impactos no uso de fertilizantes e dos regimes de pastejo e ceifa na dinâmica de vegetação foram amplamente estudados no passado. Estudos recentes têm enfocado, mais do que antes, nas pastagens naturais que são intensamente utilizadas e que são mais freqüentemente caracterizadas por um baixo nível de diversidade de plantas. Mudanças dramáticas na dominância de espécies de plantas têm sido registradas (Marriott *et al.* 2004, Clergue *et al.* 2005). As pastagens naturais representam um hábitat importante e uma fonte de alimento para muitas espécies de aves protegidas (Inchausti & Bretagnolle 2005). Tal papel das pastagens naturais na conservação da biodiversidade pode ser analisado somente no nível de paisagem e necessariamente deve considerar as forças sócio-econômicas que determinam o sistema de uso da terra e sua evolução.

De acordo com modelos empíricos baseados em nicho, as mudanças projetadas na temperatura e precipitação possivelmente levarão a grandes mudanças na distribuição de espécies de plantas, com efeitos negativos na biodiversidade em escalas regional e global (Thomas *et al.* 2004, Thuiller *et al.* 2005b, a). Embora tais predições dos modelos sejam altamente incertas, experimentos dão suporte ao conceito de mudanças rápidas na composição de espécies de plantas e na diversidade sob CO_2 elevado, com interações complexas com outros agentes de mudança global (Teyssonneyre *et al.* 2002, Zavaleta *et al.* 2003, Picon-Cochard *et al.* 2004).

Em ambas misturas binárias e pastagens semi-naturais, o CO_2 elevado resultou num aumento na abundância de leguminosas fixadoras de N_2 e na fixação biológica de N_2. O manejo distingue essa resposta à medida que o CO_2 elevado aumentou a proporção de herbáceas, quando não freqüentemente desfolhadas, e de leguminosas, quando freqüentemente desfolhadas (Teyssonneyre *et al.* 2002). Em estudos subseqüentes de competição inter-específica entre gramíneas, observou-se que espécies de gramíneas que capturam relativamente mais luz por unidade de área da folha em campos mistos do que suas competidoras e que possuem alta eficiência no uso do nitrogênio (Soussana *et al.* 2005), tornam-se progressivamente dominantes sob condições de CO_2 elevado.

Muitos impactos significativos da mudança climática podem emergir através de mudanças na intensidade e freqüência de eventos climáticos extremos. As secas, em particular, têm um importante papel na dinâmica da pastagem, embora uma chuva de inverno mais intensa e tempestades mais freqüentes também têm implicações na erosão do solo e na qualidade da água. Durante o verão de 2003, a produção de forragem foi reduzida em 30% na França (COPA & COGEGA 2003) como resultado de uma onda de calor no verão com temperaturas de mais de 6°C acima daquelas dos registros anteriores e um déficit de precipitação de mais de 300 mm ano^{-1} (Schär *et al.* 2004). Uma quantidade elevada de CO_2 atmosférico reduz a sensibilidade a baixas precipitações da maioria dos ecossistemas terrestres (Morgan *et al.* 2004). No entanto, uma diminuição na precipitação de verão no sul da Europa, acompanhada por temperaturas altas e crescentes que aumentam a evapotranspiração, poderiam levar inevitavelmente a secas mais freqüentes e mais intensas (Lehner *et al.* 2005).

Tais condições climáticas podem causar um estresse significativo na biodiversidade das pastagens naturais e levar a um aumento na vulnerabilidade do ecossistema. De fato, tem sido mostrado que aquecimento e precipitação alterada afetam a estrutura da comunidade de plantas e a diversidade de

espécies em experimentos de manipulação da precipitação (Zavaleta *et al.* 2003, Klein *et al.* 2005). A resiliência das espécies de pastagens perenes à seca também é afetada por inúmeros parâmetros, tais como, profundidade de raiz, fechamento estomático em resposta ao baixo potencial de água do solo, reservas de C e N e habilidade em rebrotar ramos de gemas dormentes. A vulnerabilidade diferencial ao calor e aos eventos de seca das espécies coexistentes irá claramente desempenhar um papel crescente na formação da estrutura da comunidade vegetal diante da mudança climática.

No entanto, nosso entendimento da sensibilidade e da resiliência das pastagens naturais a tais eventos climáticos extremos ainda é limitado.Têm-se assumido que a biodiversidade oferece uma segurança contra os riscos climáticos (Yachi & Loreau 1999) e aumenta a produtividade primária líquida (Hector *et al.* 1999). No entanto, o papel da biodiversidade na adaptação das pastagens naturais à variabilidade climática não tem sido acessada experimentalmente. A dinâmica contínua e reversível da vegetação predomina em estados estáveis da mesma, ao passo que a dinâmica descontínua e irreversível ocorre quando os limites são ultrapassados e um estado estável substitui outro (Briske *et al.* 2005). Os limites climáticos para a biodiversidade na maioria das vezes interagem com a fertilização e o manejo da pastagem natural, que modificam as interações competitivas entre plantas vizinhas (Soussana & Lafarge 1998), assim como o comportamento de pastejo de herbívoros domésticos (Parsons & Dumont 2003).

O papel da variabilidade climática tem contribuído para mudar a ênfase de um paradigma de equilíbrio para um paradigma de não-equilíbrio na ciência das pastagens extensivas (Briske *et al.* 2003). Nas pastagens naturais temperadas, as secas subseqüentes poderiam resultar numa dinâmica de não-equilíbrio da vegetação e dos sistemas pastoris. A transição não reversível em direção a um novo estado do ecossistema campestre poderia ocorrer, especialmente como um resultado da baixa pressão de pastejo durante períodos de recuperação pós-seca.

Mudanças na sazonalidade da produção são uma conseqüência provável da mudança climática. O clima mais quente e o aumento de CO_2 podem ser benéficos para o crescimento da planta quando a água não é limitante. Em resposta à mudança climática, as estratégias de manejo, assim como os sistemas de produção, precisarão adaptar-se considerando as mudanças na biodiversidade de plantas. Serão necessários: alteração na rotação da pastagem, modificação dos períodos de pastejo e ceifa, alteração da forragem e da espécie/raça animal, alteração na integração de sistemas mistos pastagem/lavoura incluindo o uso de forragens semeadas adaptadas, reavaliação das aplicações de fertilizantes e o uso de suplementos e concentrados na alimentação (Howden *et al.* 2007).

De modo semelhante, a biodiversidade das pastagens naturais dos Campos Sulinos encara múltiplas pressões de mudanças no uso da terra, do sobrepastejo e, em algumas regiões, do abandono e do adensamento de arbustos (Overbeck *et al.* 2007). Esse bioma também estará sugeito ao aquecimento global, ao aumento da intensidade do El Niño Oscilação Sul e mudanças no padrão sazonal de chuvas (IPCC 2007). O balanço atual entre espécies C3 e C4 pode mudar no futuro. Os níveis futuros de CO_2 podem favorecer as plantas C3 em detrimento das C4 (Ziska 2003); porém, o oposto é esperado com a associação do aumento da temperatura e os efeitos permanecem incertos (Tubiello *et al.* 2007). O aumento do CO_2 também afetará a qualidade da forragem ao reduzir o conteúdo de proteína da folha em gramíneas C3 (Picon-Cochard *et al.* 2004). Um aumento no conteúdo de leguminosas nos campos pode, contudo, compensar o declínio no conteúdo de proteína das espécies de plantas não-fixadoras (Picon-Cochard *et al.* 2004), contanto que outros nutrientes (*e.g.* fósforo) não sejam limitantes. O adensamento de espécies lenhosas também poderia ser favorecido pela elevação do CO_2 em áreas com baixa pressão de pastejo, uma vez que as plântulas de árvores e arbustos são mais receptivas à elevação de CO_2 do que as gramíneas C3 e C4 (Tubiello *et al.* 2007). Portanto, essas mudanças climáticas e atmosféricas irão requerer adaptações no manejo das pastagens naturais para ajudar a conciliar a produção do rebanho e a conservação da biodiversidade.

O papel da biodiversidade para os serviços ambientais em pastagens naturais manejadas

Os ecossistemas campestres fornecem serviços tais como a produção de alimento para o rebanho e o seqüestro de carbono no solo e devem ser manejados com objetivos de múltiplos propósitos relacionados às diferentes funções designadas às pastagens naturais: ambiente, biodiversidade, ecologia de paisagem e produção agrícola (Lemaire *et al.* 2005).

A diversidade da vegetação campestre tem sido descrita em termos de número de espécies e composição botânica. Uma análise funcional da vegetação pode ajudar a entender e prever o impacto do manejo das pastagens naturais de um modo mais geral. Interações planta-planta (Soussana & Lafarge 1998), planta-solo (Loiseau *et al.* 2005) e planta-herbívoro (Louault *et al.* 1997) contribuem para a regulação dos fluxos de N e C nos ecossistemas campestres e mediam as respostas da comunidade e do ecossistema a causadores externos como clima e mudança de manejo. A fixação biológica do N em sistemas baseados em leguminosas está intimamente relacionada à demanda de N em escalas que variam da planta como indivíduo ao ecossistema campestre (Hartwig 1998, Loiseau *et al.* 2001).

Uma abordagem conceitual para entender as conexões entre as espécies e o funcionamento do ecossistema usando atributos de plantas foi proposta por Chapin *et al.* (Chapin *et al.* 2000). A avaliação dos atributos funcionais das plantas permite propor duas questões. Quais atributos favorecem a seleção de um dado conjunto de espécies em uma comunidade? Como os atributos das espécies selecionadas controlam o funcionamento do ecossistema e a produtividade (Lavorel & Garnier 2002)? De acordo com a hipótese da razão de massa (Grime 1998), os atributos envolvidos na aquisição de recursos e uso no nível de espécie deveriam ser escalonados para o nível de funcionamento do ecossistema, contanto que os atributos sejam pesados pela contribuição da espécie na comunidade. No entanto, atributos individuais não deveriam ser considerados isoladamente, porque pares de atributos freqüentemente estão coordenados (Wright *et al.* 2004). Alguns conjuntos de atributos estão suficientemente bem relacionados para serem considerados formando uma única dimensão da variação da estratégia composta de vários atributos (Westoby & Wright 2006). Mudanças nos atributos de espécies de plantas dominantes mediam parcialmente os impactos das mudanças no uso da terra na vegetação e no funcionamento do ecossistema (Garnier *et al.* 2004).

Os atributos da folha também afetam a qualidade e o valor nutritivo da folhagem para os herbívoros. Uma grande área específica da folha aumenta a digestibilidade (Duru *et al.* 2004, Pontes *et al.* 2007). Um alto conteúdo de N na folha aumenta a sua qualidade e seletividade pelos herbívoros. Atributos que são evitados (tais como um alto conteúdo de matéria seca na folha) estão freqüentemente associados com baixa palatabilidade (Pontes *et al.* 2007). A identificação de tipos funcionais de plantas constitui uma abordagem poderosa para entender as respostas da vegetação às práticas agrícolas (Louault *et al.* 2005, Pillar *et al.* 2009). Portanto, existe uma necessidade de estudo das características agronômicas das espécies nativas mais abundantes (Peeters 2004) com o objetivo de sermos capazes de prever suas performances a partir de seus atributos em pastagens semi-naturais com grande diversidade de espécies.

Para tais estudos, os Campos Sulinos oferecem um modelo extraordinário dada a grande diversidade de espécies e a coexistência de muitos tipos funcionais de plantas (Pillar *et al.* 2009). A biodiversidade, em todos os seus componentes, (de genes a ecossistemas) precisa ser estudada nesse bioma, uma vez que a biodiversidade provavelmente aumenta a resiliência às condições de mudança ambiental. Abordagens sobre adaptação também serão necessárias na contribuição para deter a perda da biodiversidade e para fornecer um arcabouço adequado para sustentabilidade da água e manejo dos recursos do solo, à medida que aumenta a resiliência da produção do rebanho à mudança climática (Howden *et al.* 2007).

Oportunidades para o seqüestro de carbono e a mitigação dos gases do efeito estufa em pastagens naturais manejadas

Entre 1990 e 2005, as emissões diretas do setor agrícola aumentaram 17% e esse aumento, na maioria das vezes, ocorreu nos países em desenvolvimento (IPCC 2007). A metodologia do inventário dos gases do efeito estufa usada pelo IPCC (IPCC 1996, 2006), contudo, inclui somente as emissões diretas no setor agrícola. Emissões indiretas de gases de efeito estufa geradas pelas atividades de produção através do uso de insumos (*e.g.* fertilizantes, suplementos, pesticidas) não pertencem ao setor agrícola, mas são contemplados por outros setores tais como a indústria (*e.g.* para a síntese e acondicionamento de fertilizantes à base de N inorgânico e de pesticidas orgânicos) e o transporte (*e.g.* transporte de fertilizantes e suplementos). As emissões do uso de eletricidade e combustível não são consideradas no setor de construção e transporte, respectivamente (IPCC 2006). As mudanças no uso da terra (*e.g.* desmatamento das florestas tropicais) induzidas pela agricultura, tais como a expansão das pastagens e das lavouras sobre os ecossistemas naturais, foram inicialmente reportadas no setor LULUCF (sigla para *Land-Use Change and Forestry*, Mudança no Uso da Terra e Silvicultura) (IPCC 1996). O IPCC (IPCC 2006) revisou a definição do setor ao criar o setor de agricultura, silvicultura e uso da terra (AFOLU), que inclui categorias de uso da terra (*e.g.* área de floresta, área de cultivo, pastagens naturais, áreas úmidas) e que são posteriormente subdivididas em áreas que permanecem na mesma categoria e áreas convertidas de uma categoria para outra.

Embora a abordagem setorial usada pelo IPCC seja apropriada para os inventários nacionais e regionais dos gases do efeito estufa, ela não reflete as emissões geradas diretamente ou indiretamente por produtos comercializados. Análises do ciclo de vida incluem emissões indiretas geradas pelo uso de insumos e atividades anteriores à cadeia produtiva. Com esta abordagem, estimou-se que o rebanho gera diretamente ou indiretamente 18% das emissões de gases do efeito estufa quando medido em equivalentes de CO_2 (FAO 2003). O rebanho produz 9% das emissões de CO_2 atmosférico. A última parte disso (*i.e.* 7%) deriva de mudanças no uso da terra – especialmente o desmatamento – causadas pela expansão das pastagens e das terras aráveis para lavouras de grãos usados na alimentação animal. O rebanho também emite 37% do metano atmosférico, grande parte vindo da fermentação entérica dos ruminantes. Ele emite 65% do óxido nitroso atmosférico, a grande maioria vem do estrume. Juntamente com seus potenciais de aquecimento global, num horizonte de 100 anos essas emissões de CH_4 e N_2O respondem por 6 e 5% das emissões em equivalents de CO_2 (FAO 2003).

Os ecossistemas agrícolas estocam grandes reservas de C (IPCC, 2006), a maioria na matéria orgânica do solo. Historicamente, esses sistemas têm perdido mais de 50 Gt de C (Paustian *et al.* 1998, Lal 1999, 2004). No entanto, o seqüestro de carbono no solo (sumidouros) é o mecanismo responsável pela maioria do potencial de mitigação do setor agrícola, com uma contribuição estimada de 89% para o potencial técnico (IPCC 2007), excluindo, contudo o potencial para a substituição de energia fóssil através do uso não agrícola de biomassa. No mundo todo, o potencial de seqüestro de carbono orgânico do solo está estimado entre 0,01 e 0,3 Gigatoneladas de C por ano em 3,7 bilhões de hectares de pastagens permanentes (Lal 2004). Logo, o seqüestro de carbono orgânico do solo pelas pastagens permanentes do mundo poderia potencialmente compensar mais de 4% das emissões globais de gases de efeito estufa.

Os métodos de manejo das pastagens que aumentam a produção de forragem como a fertilização com N mostraram ter um potencial para aumentar os estoques de C do solo (Rees *et al.* 2005). A reserva de carbono pode ser mantida por longo tempo somente se os nutrientes mais importantes para as plantas são adicionados ao ecossistema. Se a limitação de N for mais freqüente, o suprimento de N deve ser mantido (*e.g.* através da deposição de N atmosférico, fixação de N_2, suplemento de fertilizante com N) (Hungate *et al.* 2003, Fontaine *et al.* 2004) para a estocagem de C por longo tempo.

Em campos manejados para agricultura, a intensidade do pastejo e da ceifa tende a diminuir o seqüestro de C no solo através do declínio na produtividade primária líquida causado por uma redução

no índice de área folhar e pela redução da parte da produtividade primária líquida que retorna ao solo (Soussana *et al.* 2007). No entanto, tem sido observada uma resposta compensatória da produtividade primária líquida ao pastejo moderado nas pastagens naturais e campos abertos, mostrando que o pastejo extensivo pode realmente favorecer o sequestro de carbono no solo quando comparado ao abandono da área (McNaughton 1993).

Com o avanço dos estudos de micrometeorologia das trocas de CO_2 na escala de ecossistema, as técnicas de medida de covariância do fluxo turbulento têm sido aplicadas às pastagens naturais e extensivas. Com 20 locais de pastagens naturais na Europa, Gilmanov *et al.* (*no prelo*) confirmaram as estimativas anteriores para a América do Norte (Follett 2001) de que o balanço entre a produtividade primária bruta e a respiração do ecossistema é positiva. No entanto, em contraste com as florestas, aproximadamente metade do carbono fixado é estocado na forragem, que é freqüentemente colhida e digerida fora do local de pastejo pelos ruminantes (Soussana *et al.* 2007).

De acordo com as primeiras medidas de fluxo de C, a média de seqüestro de C no local de pastejo alcança 74 e -231 g C/m^2 por ano para as pastagens naturais da Europa em solos minerais e solos orgânicos drenados, respectivamente (Soussana *et al.* 2007). De acordo com os dados do inventário das mudanças no estoque de C orgânico no solo, o seqüestro de C de pastagens naturais no local de pastejo alcança, em média, 17 g C/m^2 por ano. O seqüestro de C fora do local de pastejo também ocorre no celeiro, quando mais estrume é produzido pela digestão da folhagem cortada que é retornada para a pastagem. O seqüestro de carbono atribuído, incluindo ambos os estoques no local de pastejo e fora dele, alcança 128, 98 e 73 g C/m^2 por ano nos campos naturais europeus pastejados, ceifados e mistos sobre solos minerais, embora com grande incerteza (Soussana & Tallec 2009).

O papel da biodiversidade no seqüestro de carbono em pastagens semi-naturais ainda não recebeu atenção suficiente. Experimentos de biodiversidade têm mostrado que um aumento no número de espécies de plantas e de tipos funcionais de plantas aumenta a produtividade primária líquida dos ecossistemas campestres (Hector *et al.* 1999). Esse resultado pode ser parcialmente explicado por um efeito de seleção, onde a maioria das espécies produtivas em monoculturas tendem a se tornar cada vez mais dominantes em campos mistos ricos em espécies. No entanto, a superprodução também ocorre em campos mistos ricos em espécies como resultado de um efeito complementar entre tipos funcionais de plantas (*e.g.* entre gramíneas e leguminosas) e as espécies de plantas (Loreau *et al.* 2001). Alem disso, a reserva de C do solo é afetada pela estrutura da comunidade de plantas e pelos atributos funcionais da planta (tais como o diâmetro da raiz) que determina a proporção de massa fina da raiz (Personeni *et al.* 2005).

Os estoques de carbono do solo nos ecossistemas campestres são vulneráveis à mudança climática. A onda de calor e seca de 2003 reduziu em 30% a produtividade primária bruta em toda a Europa, que resultou em uma forte anomalia na fonte de dióxido de carbono (0,5 Pg C ano^{-1}) para a atmosfera e reverteu o efeito de quatro anos de seqüestro líquido de carbono do ecossistema (Ciais *et al.* 2005). Um aumento nos eventos de seca futuros poderiam, portanto, tornar os campos temperados fontes de carbono, contribuindo para retroalimentações positivas carbono-clima já antecipadas nos trópicos e nas altas latitudes.

Quando considera-se o impacto do manejo das pastagens e da mudança climática nas emissões de gases do efeito estufa, é importante considerar os impactos sobre todos os gases do efeito estufa. As emissões de N_2O e CH_4 são freqüentemente expressas em termos de CO_2 ou equivalentes de carbono-CO_2. Por exemplo, na escala de tempo de 100 anos, uma unidade de óxido nitroso tem o mesmo potencial de aquecimento global (GWP) que 298 unidades de dióxido de carbono, ao passo que, em um quilograma para quilograma base, uma unidade de metano tem o mesmo GWP que 25 unidades de dióxido de carbono (IPCC 2006).

As pastagens naturais manejadas são freqüentemente fertilizadas para sustentar a produtividade e, assim, emitem N_2O para a atmosfera acima do nível de base que é encontrado nos sistemas naturais. Os fluxos de N_2O das pastagens naturais indicam uma emissão média de 2,0 kg N_2O-N/ha/ano em 2000, que se traduz em 0,25 t CO_2-C equivalente/ha/ano (Freibauer *et al.* 2004). No entanto, em um estudo recente, o fator médio de emissão direta de N_2O-N pelas aplicações de fertilizantes à base de N foi substancialmente menor (0,75%) do que o valor padrão do IPCC de 1% (Niklaus *et al.* 2006). A fermentação entérica de ruminantes emite CH_4 com intervalo para emissão annual de 0,05 to 0,25 tCH_4 por cabeça (0,3 to 1,5 t eqC, FAO 2003). Quando expresso em CO_2-C equivalente, as emissões de N_2O e CH_4 das pastagens naturais levam, em média, a uma vantagem de 20% da atividade de sumidouro de CO_2 atmosférico. No entanto, a digestão da folhagem colhida pelos ruminantes fora do local de pastejo induz a emissões adicionais de CO_2 e CH_4 que futuramente compensam a atividade líquida média de sumidouro dos gases do efeito estufa da pastagem (Soussana & Tallec 2009). Tem sido mostrado recentemente que as espécies de plantas e os tipos funcionais de plantas afetam as emissões líquidas de N_2O e CH_4 dos solos de pastagens naturais (Niklaus *et al.* 2006), embora os mecanismos envolvidos não estejam totalmente entendidos.

O potencial dos Campos Sulinos para o seqüestro de carbono é provavelmente alto, embora este tópico tenha recebido pouca atenção. Tennigkeit e Wilkes (Tenningkeit & Wilkes 2008) já estimaram que o melhoramento do manejo de pastagens extensivas tem o potencial biofísico de 1,3 - 2Gt CO_2 no mundo todo para 2030. Portanto, os campos naturais (incluindo o manejo de pastagens naturais, mais uma parte de restauração de terras degradadas) têm um alto potencial para promover o aumento do C se forem adotadas as práticas de manejo apropriadas. Tecnologias associadas para realizar a mitigação nas pastagens naturais são economicamente viáveis, sugerindo então um potencial atrativo de mitigação econômica. Uma gama de intervenções integradas de manejo de pastagens naturais que podem reduzir as emissões de gases de efeito estufa e aumentar o sequestro de C (aumentando a entrada de C no solo e da vegetação lenhosa acima dele e/ou reduzindo as perdas) foram descritas por Smith *et al.* (Smith *et al.* 2008) e são de potencial interesse para os Campos Sulinos. Elas incluem a introdução de novas espécies e variedades, manejo do fogo, restauração de solos orgânicos e terras degradadas, estendendo o uso de culturas perenes, aumentando a cobertura de árvores no sistemas silvo-pastoris, manejando a intensidade de pastejo e duração/periodicidade e melhorando a qualidade da pastagem. Contudo, os benefícios de aumentar o seqüestro de C precisam ser colocados no contexto de emissões significativas de metano e óxido nitroso da produção de gado ruminante e é importante que os efeitos da mudança nas práticas de manejo sejam considerados no contexto de redução efetiva das emissões de gases do efeito estufa. Isto requer inventários de gases do efeito estufa de todo o ecossistema manejado (Soussana & Tallec 2009).

Avaliação e planejamento de sistemas de produção sustentáveis de acordo com os novos interesses ambientais

A acumulação do conhecimento científico sobre os processos biofísicos e as práticas de manejo na maioria das vezes não é suficiente para planejar sistemas de produção inovadores e sustentáveis. O conhecimento biofísico é mais freqüentemente produzido nas escalas de parcela ou de paisagem, ignorando a escala da propriedade independente do seu papel chave para a tomada de decisão. Contudo, as práticas inovadoras vindas da pesquisa precisam estar integradas nos sistemas sustentáveis de produção. Antes de planejar e promover tais sistemas, os seus impactos no ambiente deveriam ser considerados. De um ponto de vista metodológico, a consideração do impacto ambiental no nível de propriedade, usando por exemplo o ciclo de vida, aparece como uma ferramenta promissora (Payraudeau & van der Werf 1998).

Avaliação das práticas dos produtores pelos seus efeitos ambientais

Tópicos agro-ambientais têm tido muita atenção na Europa diante dos impactos da produção intensiva na qualidade da água e do ar, da biodiversidade e da saúde (*e.g.* nitrato, pesticidas e metais pesados na água). Enquanto ainda existem inúmeros estudos em andamento sobre esses tópicos, uma nova preocupação surgiu: o papel dos sistemas de produção nas emissões de gases do efeito estufa.

Uma fazenda de criação de gado consiste em uma unidade produtiva que converte vários recursos em produtos como leite, carne e muitas vezes até grãos. Na Europa, muitas fazendas com ruminantes têm sistemas de produção mistos: eles próprios produzem a ração e, na maioria das vezes, parte da ração animal e até mesmo a palha que é eventualmente necessária para cama de estábulo. Por outro lado, eles reciclam o estrume animal ao aplicá-lo no campo. A maioria das fazendas compram alguns insumos como fertilizantes e sempre usam diretamente a energia produzida por combustíveis fósseis. As emissões líquidas de gases do efeito estufa (metano, óxido nitroso e dióxido de carbono) estão relacionadas aos fluxos de carbono e nitrogênio, assim como às condições ambientais.

Até agora, existem apenas poucos modelos do balanço de gases do efeito estufa em fazendas. A maioria dos modelos usa fatores de emissões fixas para emissões externas e internas. Apesar destes modelos considerarem ambos os tipos de emissões de gás carbônico (por exemplo, de combustíveis fósseis), eles não incluem possíveis mudanças de carbono no solo resultantes do manejo da propriedade. O uso de simulações dinâmicas ao invés de fatores estáticos possibilita a captação da dependência ambiental dos fluxos dos gases do efeito estufa (Salètes *et al.* 2004). Opções de mitigação das emissões dos gases para as pastagens naturais podem ser melhor implementadas na escala da propriedade. Atualmente, inventários nacionais usam uma abordagem *top-down*, na qual a informação sobre as práticas agrícolas é agregada e então ponderada pelos fatores de emissão. Tais métodos são baseados nas quantidades de insumos usados e por isso, refletem apenas as mudanças nesses fatores, mas não são sensíveis às mudanças de manejo. Particularmente, melhoras na eficiência não afetam inventários nacionais, se eles não forem computados pelas mudanças nos fatores de emissão. Então, uma abordagem *bottom-up*, isto é, a partir da fazenda poderia funcionar como um incentivo para a parte interessada ao levar em conta a heterogeneidade dos manejos das propriedades. Tipologias de pastagens naturais e fazendas deveriam estar conectadas para permitir o cálculo do balanço de carbono e gases do efeito estufa das fazendas de criação de gado. Tal abordagem permitiria continuar no caminho das inovações por ser influenciada por tendências sócio-econômicas e ajudariam, desta forma, a projetar opções de mitigação que são relevantes para os proprietários.

Planejando sistemas produtivos para a multifuncionalidade das pastagens naturais

Na escala da propriedade, freqüentemente há uma considerável diversidade de vegetação entre as áreas de campos. Esta diversidade, que contribui para a biodiversidade da paisagem, pode ser vista pelos proprietários como ambas vantagem e barreira (Soussana & Duru 2007). Considerar a diversidade da vegetação entre campos na escala da propriedade é um pré-requisito para inovação em sistemas de produção (Andrieu *et al.* 2006). A diversidade funcional de comunidades vegetais por toda a área manejada, ao invés de uma diversidade de espécies altamente localizada apenas em alguns campos, favoreceria a conservação da diversidade de espécies da pastagem na escala de paisagem (McIntyre *et al.* 2003).

Van Keulen (Keulen 2006) enfoca o papel positivo da heterogeneidade e diversidade nos recursos naturais, que é muitas vezes intencionalmente criado no nível da propriedade. Em regiões dominadas por pastagens naturais permanentes, as propriedades que mantêm tipos contrastantes de campos contribuem para a diversidade da paisagem. Um mosaico de campos de vegetação e tipos de solo contrastantes poderia realmente ser mais favorável para a diversidade de plantas e animais do que uma forte diversidade florística num território homogêneo (Steiner & Köhler 2003).

A multifuncionalidade dos campos leva a uma reavaliação dos princípios de elaboração, planejamento e implementação do sistema em diferentes escalas de espaço e tempo. Propriedades de criação de animais passam por mudanças estruturais (como por exemplo, cronograma de alimentação e uso da terra) que questionam o manejo das propriedades e mais especificamente, os princípios de pastejo (Soussana & Duru 2007): para que servem os sistemas de pastejo? Estes sistemas estão de acordo com as questões ecológicas e sociais e suas interações? Tais questões necessitam ser direcionadas desde o início em projetos de pesquisa em sistemas de pastejo para focalizar os objetivos que são mais relevantes para os proprietários.

A atual intensidade de uso da terra nos Campos Sulinos é obviamente menor do que nos campos da Europa. No entanto, os sistemas de produção estão passando por rápidas mudanças que espera-se que sejam ainda mais pronunciadas nas próximas décadas, dado o aumento projetado da produção animal no Brasil (FAO 2003). Embora os principais direcionadores dessas mudanças sejam sócio-econômicos, a consciência ambiental dos consumidores pode contribuir para moldar os sistemas de produção animal no sul do Brasil e em qualquer outro lugar. Selos verdes, indicando por exemplo os custos ambientais em termos de biodiversidade e de carbono na produção da carne e de laticínios, estão sendo desenvolvidos em alguns países europeus. Tais selos, a longo prazo, poderiam interferir nas forças do mercado, potencialmente favorecendo o desenvolvimento de sistemas sustentáveis de produção pecuária. No entanto, ainda existem muitas incertezas associadas ao cálculo dos custos ambientais dos produtos alimentícios e isto pode, no futuro, criar preocupação nos produtores.

Conclusões

A ciência das pastagens naturais enfrenta novos desafios no mundo todo que devem ser direcionados para uma melhor integração do conhecimento disponível em áreas como a biodiversidade, mudança climática, seqüestro de carbono e sistemas de produção, que geralmente têm sido consideradas separadamente. Os manejadores das pastagens são confrontados com questões múltiplas sobre por exemplo, o balanço entre objetivos ambientais e de produção, balanço entre o fornecimento de alimentos e energia (biocombustíveis), mitigação e adaptação às mudanças climáticas. A ciência das pastagens naturais necessita ajudar a responder tais questões ao progredir em direção às ferramentas de decisão que são informadas pelas pesquisas de melhor qualidade disponíveis e que permitem a integração quantitativa do conhecimento.

Essa revisão permite priorizar questões-chave para pesquisas futuras:

- Como reduzir a sensibilidade e aumentar a resiliência da biodiversidade das pastagens naturais às ondas de calor e secas num clima alterado?
- Como proteger os estoques de carbono orgânico do solo em tempos de aquecimento global?
- Como preservar habitats para espécies raras e ameaçadas de plantas e animais, e ao mesmo tempo, manejar a diversidade funcional da vegetação para finalidades agrícolas?
- Como manter a heterogeneidade e diversidade da vegetação campestre nas escalas de paisagem e propriedade?
- Como elaborar sistemas de produção inovadores que integrem os impactos das atividades de produção na biodiversidade, qualidade do ar e água, uso de energia fóssil e efeitos dos gases do efeito estufa?
- Como produzir conhecimento integrado, considerando-se a consistência de diferentes práticas de manejo e sua viabilidade na escala da propriedade de acordo com os quatro critérios (rentabilidade, mão-de-obra, performances ambiental e agrícola)?

Embora essas questões sejam de interesse genérico em diferentes partes do mundo, o estado atual do conhecimento dos Campos Sulinos ressalta a necessidade de investigar futuramente: i) o papel das pastagens naturais e seu manejo para a biodiversidade e serviços ambientais, ii) os impactos esperados da mudança climática na vegetação das pastagens naturais e nos sistemas pastoris, iii) estratégias sustentáveis de manejo das pastagens naturais com o propósito de reconciliar objetivos de produção e ambientais.

Referências

Andrieu N., Josien E. & Duru M. 2006. Effect of the diversity of grassland communities and field characteristics on land use management practices assessed at the farm level. *Agriculture, Ecosystem and Environment* (in press).

Baldi G. & Paruelo J.M. 2008. Land-use and land cover dynamics in South American temperate grasslands. *Ecology and Society* 13: 6.

Briske D., Fuhlendorf S.D. & Smeins F.E. 2003. Vegetation dynamics on rangelands: a critique of the current paradigms. *Journal of Applied Ecology* 40: 601-614.

Briske D.D., Fuhlendor S.D. & Smeins E.E. 2005. State-and-transition models, thresholds, and rangeland health: A synthesis of ecological concepts and perspectives *Rangeland Ecology & Management* 58: 1-10.

Chapin F.S., Zavaleta E.S., Eviner V.T., Naylor R.L., Vitousek P.M., Reynolds H.L., Hooper D.U., Lavorel S., Sala O.E., Hobbie S.E., Mack M.C. & Díaz S. 2000. Consequences of changing biodiversity. *Nature* 405: 234-242.

Ciais P., Reichstein M., Viovy N., Granier A., Ogée J., Allard V., Aubinet M., Buchmann N., Bernhofer C., Carrara A., Chevallier F., Noblet N.D., Friend A.D., Friedlingstein P., Grünwald T., Heinesch B., Keronen P., Knohl A., Krinner G., Loustau D., Manca G., Matteucci G., Miglietta F., Ourcival J.M., Papale D., Pilegaard K., Rambal S., Seufert G., Soussana J.F., Sanz M.J., Schulze E.D., Vesala T. & Valentini R. 2005. Europe-wide reduction in primary productivity caused by the heat and drought in 2003. *Nature* 437: 529-533.

Clergue B., Amiaud B., Pervanchon F., Lasserre-Joulin F. & Plantureux S. 2005. Biodiversity: function and assessment in agricultural areas. A review. *Agronomy for Sustainable Development* 25: 1-15.

COPA & COGEGA 2003. Assessment of the impact of the heat wave and drought of the summer 2003 on agriculture and forestry. In. Committee of Agricultural Organisations in the European Union General Committee for Agricultural Cooperation in the European Union.

Duru M., Cruz P. & Magda D. 2004. Using plant traits to compare sward structure and composition of grass species across environmental gradients. *Applied Vegetation Science* 7: 11-18.

E.C. 1999. Agriculture, rural development. Facts and Figures. A challenge for Agriculture. (Data source: Eurostat, 1999). In. European Commission.

EEA 2005. *The European Environment: state and outlook 2005. Part A. Integrated assessment.* European Environment Agency

FAO 2003. *World agriculture: towards 2015-2030.* Jelle Bruinsma ed. Earthscan, London, 429 p.

Follett R.F. 2001. Organic carbon pools in grazing land soils. In: *Potential of US Grazing Lands to Sequester Carbon and Mitigate the Greenhouse Effect* (eds. Follett RF, Kimble JM & Lal R). Lewis Publishers Inc: Boca Raton, pp. 65-86.

Fontaine S., Bardoux G., Abbadie L. & Mariotti A. 2004. Carbon input to soil may decrease soil carbon content. *Ecology Letters* 7: 314-320.

Freibauer A., Rounsevell M.D.A., Smith P. & Verhagen J. 2004. Carbon sequestration in the agricultural soils of Europe. *Geoderma* 122: 1-23.

Garnier E., Cortez J., Billes G., Navas M.L. & Roumet C. 2004. Debussche *et al*. Plant functional markers capture ecosystem properties during secondary succession. *Ecology* 85.

Gilmanov T., Soussana J.F., Aires L., Allard V., Ammann C., Balzarolo M. & al e. Partitioning of the tower-based net CO2 exchange in European grasslands into gross primary productivity and ecosystem respiration components using light response functions analysis. *Agriculture, Ecosystems and Environment* (in press).

Grime J.P. 1998. Benefits of plant diversity to ecosystems: immediate, filter and founder effects. *Journal of Ecology* 86: 902-910.

Hartwig U.A. 1998. The regulation of symbiotic N2 fixation: a conceptual model of N feedback from the ecosystem to the gene expression level. *Perspectives in Plant Ecology, Evolution and Systematics* 1: 92-120.

Hector A., Schmid B., Beierkuhnlein C., Caldeira M.C., Diemer M., Dimitrakopoulos P.G., Finn J.A., Freitas H., Giller P.S., Good J., Harris R., Högberg P., Huss-Danell K., Joshi J., Jumpponen A., Körner C., Leadley P.W., Loreau M., Minns A., Mulder C.P.H., O'Donovan G., Otway S.J., Pereira J.S., Prinz A., Read D.J., Scherer-Lorenzen M., Schulze E.-D., Siamantziouras A.-S.D., Spehn E.M., Terry A.C., Troumbis A.Y., Woodward F.I., Yachi S. & Lawton J.H. 1999. Plant diversity and productivity experiments in European grassland. *Science* 286: 1123-1127.

Houghton J.T., Ding Y. & 1. I.P.o.C.C.W.G. 2001. *Climate change 2001: the scientific basis*. Cambridge University Press 881 p.

Howden S.M., Soussana J.F., Tubiello F.N., Chhetri N., Dunlop M. & Meinke H. 2007. Adapting agriculture to climate change. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the U.S.A.* 104: 19691-19696.

Hungate B.A., Dukes J.S., Shaw M.R. & Luo Y. 2003. Field C R. Nitrogen and climate change. *Science* 302: 1512-1513.

Inchausti P. & Bretagnolle V. 2005. Predicting short-term extinction risk for the declining Little Bustard (Tetrax tetrax) in agriculture areas. *Biology of Conservation* 122: 375–384.

IPCC 1996. *Revised guidelines for national greenhouse gas inventories*. Intergovernmental Panel on Climate Change, IPCC, Cambridge University Press.

IPCC 2006. *Good Practice Guidance on Land Use Change and Forestry in National Greenhouse Gas Inventories.* Intergovernmental Panel on Climate Change (IPCC),

Institute for Global Environmental Strategies, Tokyo

IPCC 2007. *Climate Change 2007: Climate Change: the scientific basis. IPCC Working Group I Fourth Assessment Report* Cambridge University Press, Cambridge. England.

Jefferson R.G. 2005. The conservation management of upland hay meadows in Britain: a review. *Grass and Forage Science* 60: 322-331.

Keeling C.D. & Whorf T.P. 2005. In: *Trends: A Compendium of Data on Global Change* Carbon Dioxide Information Analysis Center, Oak Ridge Natl Lab.: Oak Ridge, Tennessee.

Keulen H.V. 2006. Heterogeneity and diversity in less-favoured areas. *Agricultural Systems* 88: 1-7.

Klein J.A., Harte J. & Zhao X.Q. 2005. Dynamic and complex microclimate responses to warming and grazing manipulations. *Global Change Biology* 11: 1440–1451.

Lal R. 1999. Long-term tillage and wheel traffic effects on soil quality for two central Ohio soils. *Journal of Sustainable Agriculture* 14: 67-84.

Lal R. 2004. Soil carbon sequestration impacts on global climate change and food security. *Science* 304: 1623-1627.

Lavorel S. & Garnier E. 2002. Predicting changes in community composition and ecosystem functioning from plant traits: revisiting the Holy Grail. *Functional Ecology* 16: 545-556.

Lehner B., Czisch G. & Vassolo S. 2005. The impact of global change on the hydropower potential of Europe: a model-based analysis. *Energy Policy* 33: 839-855

Lemaire G., Wilkins R. & Hodgson J. 2005. Challenges for grassland science: managing research priorities. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 108: 99-108.

Loiseau P., Louault F., Roux X.L. & Bardy M. 2005. Does extensification of rich grasslands alter the C and N cycles, directly or via species composition? *Basic and Applied Ecology* 6.

Loiseau P., Soussana J.F., Louault F. & Delpy R. 2001. Soil N contributes to the oscillations of the white clover content in mixed swards of perennial ryegrass under conditions that simulate grazing over five years. *Grass and Forage Science* 56: 205-217.

Loreau M., Naeem S., Inchaustil P., Bengtsson J., Grime J.P., Hector A., Hooper D.U., Huston M.A., Raffaelli D., Schmid B., Tilman D. & Wardle D.A. 2001. Biodiversity and Ecosystem Functioning: Current knowledge and future challenges. *Science* 294: 804-808.

Louault F., Carrere P. & Soussana J.F. 1997. Efficiencies of ryegrass and white clover herbage utilization in mixtures continuously grazed by sheep. *Grass and Forage Science* 52: 388-400.

Louault F., Pillar V.D., Aufrere J., Garnier E. & Soussana J.F. 2005. Plant traits functional types in response to reduced disturbance in a semi-natural grassland. *Journal of Vegetation Science* 16: 151-160.

Marriott C.A., Fothergill M., Jeangros B., Scotton M. & Louault F. 2004. Long-term impacts of extensification of grassland management on biodiversity and productivity in upland area. A review. *Agronomie* 24: 447-461.

McIntyre S., Heard K.M. & Martin T.G. 2003. The relative importance of cattle grazing in subtropical grasslands: does it reduce or enhance plant biodiversity? *Journal of Applied Ecology* 40: 445-457.

McNaughton S.J. 1993. Grasses and grazers, science and management. *Ecological Applications* 3: 17-20.

Meehl G.A. & Tebaldi C. 2004. More intense, more frequent, and longer lasting heat waves in the 21st century. *Science* 305: 994-997.

Morgan J.A., Pataki D.E., Körner C., Clark H., Grosso S.J.D., Grünzweig J.M., Knapp A.K., Mosier A.R., Newton P.C.D., Niklaus P.A., Nippert J.B., Nowak R.S., Parton W.J., Polley H.W. & Shaw M.R. 2004. Water relations in grassland and desert ecosystems exposed to elevated atmospheric CO2. *Oecologia* 140: 11-25.

Niklaus P.A., Wardle D.A. & Tate K.R. 2006. Effects of plant species diversity and composition on nitrogen cycling and the trace gas balance of soils. *Plant and Soil* 282: 83-98.

Overbeck G., Müller S.C., Fidelis A.T., Pfadenhauer J., Pillar V.D., Blanco C.C., Boldrini I.L., Both R. & Forneck E.D. 2007. Brazil's neglected biome: the South Brazilian Campos. *Perpectives in Plant Ecology, Evolution and Systematics* 9: 101-116.

Parsons A.J. & Dumont B. 2003. Spatial heterogeneity and grazing processes. *Animal Research* 52.

Paustian K., Cole C.V., Sauerbeck D. & Sampson N. 1998. CO2 mitigation by agriculture: An overview. *Climatic Change 40, 135-162.* 40: 135-162.

Peeters A. 2004. *Wild and sown grasses. Profiles of a temperate species selection: ecology, biodiversity and use.* FAO and Blackwell Publishing, Rome, 311 p.

Personeni E., Luscher A. & Loiseau P. 2005. Rhizosphere activity, grass species and N availability effects on the soil C and N cycles. *Soil Biology and Biochemistry* 37: 819-827.

Picon-Cochard P., Teyssonneyre F., Besle J.M. & Soussana J.F. 2004. Effects of elevated CO2 and cutting frequency on the productivity and herbage quality of a semi-natural grassland. *European Journal of Agronomy* 20: 363-377.

Pillar V.D., Duarte L.S., Sosinski E.E. & Joner F. 2009. Sorting out trait-convergence and trait-divergence assembly patterns in ecological community gradients. *Journal of Vegetation Science* 20: 334-348.

Pontes L.D.S., Soussana J.F., Louault F., Andueza D. & Carrère P. 2007. Leaf traits affect the above-ground productivity and quality of pasture grasses. Functional *Ecology* 21: 844-853.

Rees R.M., Bingham I.J., Baddeley J.A. & Watson C.A. 2005. The role of plants and land management in sequestering soil carbon in temperate arable and grassland ecosystems. *Geoderma* 128: 130-154.

Salètes S., Fiorelli J.L., Vuichard N., Cambou J., Olesen J.E., Hacala S. *et al*. 2004. Greenhouse Gas Balance of catlle breeding farms and assessment of mitigation options. In: *Greenhouse Gas Emissions from Agriculture. Mitigation Options and Strategies* (eds. Kaltschmitt M & Weiske A). Institute for Energy and Environment: Leipzig, pp. 203-208.

Schär C., Vidale P.L., Lüthi D., Frei C., Häberli C., Liniger M.A. & Appenzeller C. 2004. The role of increasing temperature variability in European summer heatwaves. *Nature* 427: 332-336.

Smith P., Martino D., Cai Z., Gwary D., Janzen H., Kumar P., McCarl B., Ogle S., O'Mara F., Rice C., Scholes B., Sirotenko O., Howden M., McAllister T., Pan G., Romanenkov V., Schneider U., TowPrayoon, Wattenbach M. & Smith J. 2008. Greenhouse gas mitigation in agriculture. In: *Philosophical Transactions. Royal Society Biological Sciences*, pp. 789-813.

Soussana J.F. & Lafarge M. 1998. Competition for resources between neighbouring species and patch scale vegetation dynamics in temperate grasslands. *Annales de Zootechnie* 47: 371-382.

Soussana J.F., Loiseau P., Vuichard N., Ceschia E., Balesdent J., Chevallier T. & Arrouays D. 2004. Carbon cycling and sequestration opportunities in temperate grasslands. *Soil Use and Management* 20: 219-230.

Soussana, J.F., Teyssonneyre, F., Picon-Cochard, C. & Dawson, L. 2005. A trade-off between nitrogen uptake and use increases responsiveness to elevated CO2 in infrequently cut mixed C3 grasses. *New Phytologist* 166: 217-230.

Soussana J.F. & M Duru M. 2007. Grassland science in Europe facing new challenges: biodiversity and global environmental change. *CAB Reviews: Perspectives in Agriculture, Veterinary Science, Nutrition and Natural Resources* 272: 11.

Soussana, J.F., Allard, V., Pilegaard, K., Ambus, C., Campbell, C., Ceschia, E., Clifton-Brown, J., Czobel, S., Domingues, R., Flechard, C., Fuhrer, J., Hensen, A., Horvath, L., Jones, M., Kasper, G., Martin, C., Nagy, Z., Neftel, A., Raschi, A., Baronti, S., Rees, R.M., Skiba, U., Stefani, P., Manca, G., Sutton, M., Tuba, Z. & Valentini, R. 2007. Full accounting of the greenhouse gas (CO2, N2O, CH4) budget of nine European grassland sites. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 121: 121-134.

Soussana J.F. & Tallec T. 2009. Mitigating the greenhouse gas balance of ruminant production systems through carbon sequestration in grasslands. *Animal* (in press).

Steiner N. & Köhler W. 2003. Effects of landscape patterns on species richness – a modelling approach. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 98: 353-361.

Tenningkeit T. & Wilkes A. 2008. An Assessment of the Potential for Carbon Finance in Rangelands. *ICRAF Working Paper* 68.

Teyssonneyre F., Picon-Cochard C., Falcimagne R. & Soussana J.F. 2002. Effects of elevated CO2 and cutting frequency on plant community structure in a temperate grassland. *Global Change Biology* 1034-1046.

Thomas C.D., Cameron A., Green R.E., Bakkenes M., Beaumont L.J., Collingham Y.C., Erasmus B.F.N., Siqueira M.F.d., Grainger A., Hannah L., Hughes L., Huntley B., Jaarsveld A.S.v., Midgley G.F., Miles L., Ortega-Huerta M.A., Peterson A.T., Phillips O.L. & Williams S.E. 2004. Extinction risk from climate change. *Nature* 427: 145-148.

Thuiller W., Lavorel S., Araújo M.B., Sykes M.T. & Prentice I.C. 2005a. Climate change threats to plant diversity in Europe. *Proceedings of the National Academy of Sciences* 102: 8245-8250.

Thuiller W., Lavorel S., Araújo M.B., Sykes M.T. & Prentice I.C. 2005b. Climate change threats to plant diversity in Europe. In: *National Academy of Sciences*, USA, pp. 8245-8250.

Tubiello F., Soussana J.F., Howden S.M. & Easterling W. 2007. Crop and pasture response to climate change. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the U.S.A.* 104: 19686-19690.

Vuichard N., Ciais P., Viovy N. & Soussana J.F. 2007. Simulating the Greenhouse Gas Budget of European Grasslands within a Process Driven Approach: Spatial and temporal patterns of radiative forcing. *Global Biogeochemical Cycles* 21.

Walker K.J., Stevensb P.A., Stevensc D.P., Mountforda J.O., Manchestera S.J. & Pywell R.F. 2004. The restoration and re-creation of species-rich lowland grassland on land formerly managed for intensive agriculture in the UK. *Biological Conservation* 119: 1-18.

Westoby M. & Wright I. 2006. Land-plant ecology on the basis of functional traits. *Trends in Ecology and Evolution* 21: 261-268.

Wright I.J., Reich P.B., Westoby M., Ackerly D.D., Baruch Z. & Bongers F. 2004. The worldwide leaf economics spectrum. *Nature* 428.

Yachi S. & Loreau M. 1999. Biodiversity and ecosystem productivity in a fluctuating environment: the insurance hypothesis. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the U.S.A.* 96: 1463–1468.

Zavaleta E.S., Shaw M.R., Chiariello N.R., Mooney H.A. & Field C.B. 2003. Additive effects of simulated climate changes, elevated CO2, and nitrogen deposition on grassland diversity. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America* 100: 7650-7654.

Ziska L.H. 2003. Evaluation of yield loss in field-grown sorghum from a C3 and C4 weed as a function of increasing atmospheric carbon dioxide. *Weed Science* 51.

Maurício Vieira de Souza. Complexo do Jarau-Quaraí, RS.

Capítulo 27

Uso de la tierra y biodiversidad en agroecosistemas de la provincia de Buenos Aires: cambios hacia el interior de la frontera agropecuaria

David Bilenca[1,2], Mariano Codesido[3] & Carlos González Fischer[3]

Una de las definiciones habituales señala a los agroecosistemas como ecosistemas que son manejados por el hombre con la finalidad de producir alimentos y fibras (y, más recientemente también, combustibles), por lo que son sometidos a frecuentes e intensas modificaciones tanto de sus componentes bióticos como abióticos. Algunos de los factores bióticos manejados incluyen la productividad y la composición de especies (qué cultivos introducir, qué plantas y animales controlar, etc.), en tanto que entre los factores abióticos que son modificados figuran la disponibilidad de nutrientes o la humedad del suelo, entre muchos otros. Además de los componentes físicos y biológicos, las características de los agroecosistemas dependen también de factores socio-económicos, como las tendencias de mercado y de los consumidores, los precios y la política de subsidios, que influyen tanto sobre los tipos de materias primas que se han de producir como sobre los sistemas de producción que se han de emplear.

La práctica de la agricultura trae aparejada una serie de profundas transformaciones que afectan prácticamente todos los aspectos y procesos que son estudiados por los ecólogos, desde el comportamiento de los individuos y la dinámica de las poblaciones hasta la composición y estructura de las comunidades y los flujos de materia y energía a través del ecosistema. En tal sentido, la implantación de agroecosistemas y la intensificación agrícola están consideradas entre las principales fuerzas que inciden sobre el cambio ambiental global.

Foto de abertura: Valério Pillar. Pampa de Achala nas Sierras Grandes, Província de Córdoba, Argentina.

1 Grupo de Ecología de Agroecosistemas. Departamento de Ecología, Genética y Evolución, Facultad de Ciencias Exactas y Naturales, Universidad de Buenos Aires
2 Doctor de la Universidad de Buenos Aires (Área Ciencias Biológicas); Investigador Adjunto, CONICET
3 Becarios de CONICET; doctorandos de la Universidad de Buenos Aires

Características de la reciente expansión e intensificación agrícolas

En las últimas décadas la conversión de tierras para uso agrícola en Argentina ha pasado por un período de franca aceleración. Uno de los casos mejor documentados y que ha ganado mayor atención de la opinión pública y de las organizaciones ambientalistas ha sido la expansión de la frontera agrícola asociada a la deforestación de los bosques nativos en varias de las provincias que intregran las Yungas y el Chaco: Salta, Formosa, Chaco y Santiago del Estero, entre otras. No obstante, el proceso de expansión de la frontera agrícola se ha dado también con intensidad en otras regiones del país. En zonas periféricas de la región pampeana, que hasta hace poco tiempo estaban dedicadas mayormente a la ganadería extensiva sobre pastizales naturales y que eran consideradas tierras marginales, hoy es posible observar un creciente avance de la agricultura. Por ejemplo, estudios de clasificación de imágenes satelitales realizados en el centro de la provincia de San Luis han detectado una drástica reducción en la cobertura de pastizales naturales, que pasaron de cubrir más del 90% de la superficie en 1985 a menos del 45% en 2001, a manos de cultivos y pasturas. Otro tanto ha sucedido con los departamentos que conforman la Pampa Mesopotámica en el sur de la provincia de Entre Ríos donde, de acuerdo a los datos proporcionados por los últimos Censos Nacionales Agropecuarios (CNA 1988, CNA 2002), la proporción de la superficie cubierta por cultivos anuales aumentó de 8,5 a 18,7 por ciento.

La conversión de tierras para la agricultura se ha dado incluso hacia el interior de los límites preexistentes de la frontera agropecuaria. En efecto, en la provincia de Buenos Aires, que cuenta con agroecosistemas fuertemente intervenidos y vastas zonas donde la agricultura se viene practicando desde hace más de un siglo, es posible detectar un intenso reemplazo de tierras para uso agrícola. Durante el período 1988-2002 la superficie de cultivos anuales en la provincia de Buenos Aires incorporó más de un millón doscientas mil hectáreas (el equivalente aproximado a 60 veces la superficie de la ciudad de Buenos Aires), llevando el porcentaje de la superficie cubierta con cultivos anuales en la provincia del 20% a casi el 26%. Si bien la agriculturización en la provincia de Buenos Aires es un fenómeno generalizado y en aumento, la magnitud de este proceso varía entre las diferentes sub-regiones o unidades ecológicas de la región pampeana contenidas en la provincia (Fig. 27.1): mientras en la Pampa Ondulada los parches con campos de cultivos son los que dominan la matriz del paisaje, en la Pampa Deprimida – ocupada en su mayor parte por la cuenca del río Salado – las limitantes edáficas han restringido el ingreso de cultivos en muchas zonas, por lo que los campos ganaderos bajo pastizales naturales o semi-naturales continúan siendo los elementos dominantes del paisaje, en tanto que la Pampa Interior y la Pampa Austral presentan valores intermedios de agriculturización.

La agriculturización ha generado a su vez una serie de cambios en la práctica de la actividad ganadera. Una de las principales consecuencias ha sido el reordenamiento territorial de la ganadería y la reducción de la superficie ganadera, particularmente de los campos de invernada. Este proceso ha impulsado, por un lado, una mayor intensificación de la ganadería, de modo tal que ahora el engorde es realizado con mayor frecuencia con algún tipo de suplemento nutricional o con alimentación a corral de los animales y, por otra parte, ha conducido al desarrollo de ganadería

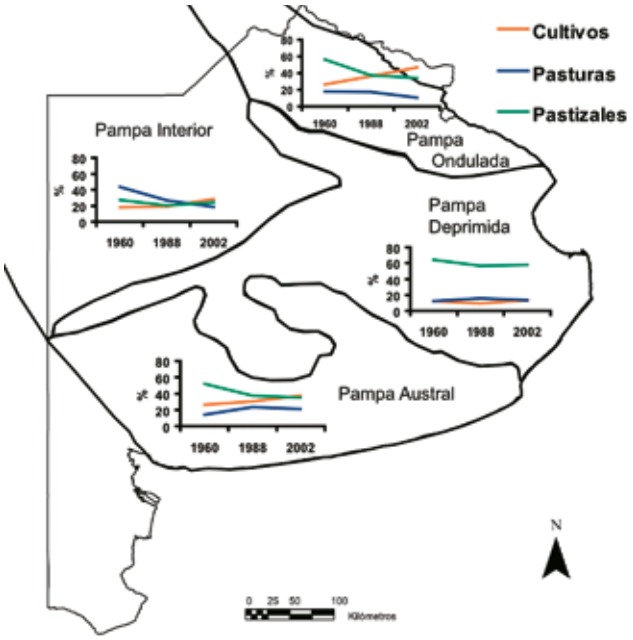


Figura 27.1 Cambios en la superficie cubierta por cultivos anuales, pasturas y pastizales en las diferentes sub-regiones o unidades ecológicas de la región pampeana contenidas en la provincia de Buenos Aires, 1960-1988-2002. Fuente: elaboración propia sobre la base de datos de los respectivos Censos Nacionales Agropecuarios, INDEC.

en áreas hasta entonces consideradas marginales, como en la zona de islas del Delta del Paraná. Otra consecuencia importante ha sido la concentración de la hacienda y el aumento de la carga animal en las áreas que quedan disponibles para la ganadería (pastizales naturales, montes, verdeos y pasturas implantadas). En ciertos casos, este aumento en la carga animal no ha sido acompañado con medidas de manejo orientadas a incrementar la receptividad de dichas áreas, dando lugar al sobrepastoreo y la caída en los índices de preñez y destete.

Paralelamente al avance de la agricultura, hacia fines de la década de 1980 tiene lugar un proceso de mayor intensificación agrícola asociado al paulatino reemplazo del sistema de labranza convencional por el sistema de siembra directa. La siembra directa tiene la particularidad de que, al mantener el suelo cubierto por los residuos de cosecha, reduce sensiblemente las pérdidas por erosión y favorece el aprovechamiento más eficiente del contenido de agua en el suelo, lo que, en parte, permitió extender la agricultura a zonas que tradicionalmente no eran agrícolas. A su vez, el menor tiempo dedicado a las labores que demanda el sistema de siembra directa junto al empleo de variedades de cultivos de ciclo corto favoreció el uso más intensivo del suelo a través del doble cultivo. Este proceso estuvo apoyado fundamentalmente en la expansión del cultivo de soja y en el incremento del doble cultivo trigo-soja de segunda, a la vez que incorporó un mayor uso de agroquímicos (fertilizantes y pesticidas). La adopción por parte de los productores del cultivo de soja – cuya incipiente introducción en la región pampeana data de mediados de la década de 1970 – cobró un nuevo impulso a partir de 1996, con el lanzamiento al mercado de variedades de soja transgénica resistentes al herbicida glifosato y su excelente asociación con la siembra directa. Este proceso ha situado a la soja como el cultivo más sembrado de Argentina (con más de 16 millones de hectáreas, cuatro de las cuales corresponden a la provincia de Buenos Aires), y a la siembra directa como el sistema de manejo dominante en las provincias que integran la región pampeana (más del 70% de la siembra de la soja de primera y del 80% de la soja de segunda, así como altos porcentajes de otros cultivos, son sembrados bajo esta modalidad).

Respuesta de las aves a los cambios en el uso de la tierra en la provincia de Buenos Aires

Como resultado de esta serie de eventos, la expansión de la superficie cultivada y los mayores rendimientos alcanzados han llevado a la producción agrícola argentina a cobrar un salto sin precedentes: Con algo mas de 30 millones de hectáreas ocupadas, la producción conjunta de cereales y oleaginosas ha superado el umbral de los 90 millones de toneladas, frente a las 20 millones de hectáreas ocupadas y 30-35 millones de toneladas producidas de hace tan sólo un par de décadas atrás. Algunas de las previsiones más serias sostienen que esta tendencia continuará en aumento y que para 2015 se superaría el umbral de 120 millones de toneladas y de al menos 37 millones de hectáreas bajo uso agrícola (aunque de momento no se especifica la localización de esas siete millones de hectáreas adicionales que serían convertidas a la agricultura).

Algunos de los cambios ya detectados por esta serie de recientes transformaciones en los agroecosistemas de la región pampeana incluyen pérdidas de nutrientes del suelo por falta de reposición adecuada, mayores riesgos de contaminación de aguas subterráneas y de cuerpos de agua asociada al mayor uso de fertilizantes y pesticidas, y una reestructuración en las comunidades de malezas. Sin embargo, no se conocen debidamente los efectos que estas transformaciones pudieran estar generando sobre la vida silvestre. Al respecto, los antecedentes registrados en agroecosistemas ubicados en otras zonas templadas del mundo han señalado la notable sensibilidad con que las especies que integran la fauna silvestre responden a las transformaciones introducidas por el hombre en los agroecosistemas, y que comprenden desde cambios en el uso del microhábitat hasta cambios en su distribución entre las diferentes unidades que conforman la estructura del paisaje. No obstante, los efectos de estas transformaciones no son uniformes para todas las especies sino más bien diferenciales, de modo tal

que las características particulares de cada especie (su tamaño, sus requerimientos de hábitat, sus hábitos alimentarios, su habilidad dispersiva, etc.) suelen determinar en muchos casos las escalas espaciales de sus respuestas, con las consecuentes repercusiones que estos procesos tienen para las interacciones interespecíficas y la estructura de la comunidad.

Como parte de un estudio orientado a describir las asociaciones entre las características de del paisaje rural y la abundancia y distribución de las diversas especies de aves que integran los agroecosistemas bonaerenses, así como de analizar e inferir los posibles efectos que la agriculturización podría generar sobre los ensambles de aves, iniciamos en 2006 una serie de muestreos de aves a lo largo de caminos secundarios que abarcaron 32 partidos de la provincia de Buenos Aires distribuidos por las diferentes sub-regiones pampeanas incluidas en la provincia (Fig. 27.2). Las transectas dispuestas a lo largo de estos caminos fueron visitadas tanto en invierno como verano para poder estimar el componente migratorio de los ensambles de aves, acumulando un total de más de 230 horas de observación.

De la comparación de nuestros muestreos con registros publicados sobre la distribución de las aves en la provincia de Buenos Aires que fueron tomados entre las décadas de 1940 y comienzos de la década de 1990 (o sea, antes de que tuvieran lugar las recientes transformaciones en los agroecosistemas bonaerenses), surge que ocho de las 60 especies de aves terrestres que habitualmente residen en los partidos estudiados evidenciaron importantes cambios relativos en su distribución a lo largo y ancho de la provincia.

Un análisis más pormenorizado muestra que de esas ocho especies, cuatro evidenciaron una profunda retracción en su distribución en los 32 partidos estudiados, en tanto que las otras cuatro experimentaron una importante expansión (Tabla 27.1). Al asociar los cambios en la distribución de las aves con sus requerimientos de hábitat y nidificación, surge que las cuatro especies en retracción son estrechamente dependientes de pastizales naturales y semi-naturales como el ñandú (*Rhea americana*), la copetona (*Eudromia elegans multiguttata*), el lechuzón de campo (*Asio flammeus*) y el espartillero pampeano (*Asthenes hudsoni*), mientras que las especies que expandieron su distribución correspondieron mayormente con aquellas asociadas a cultivos, rastrojos y arboledas/construcciones (como, por ejemplo, la paloma ala manchada *Columba maculosa* y el halcón plomizo *Falco femoralis* Tabla 27.1).

Estos resultados indican que la distribución de las aves terrestres residentes en los agroecosistemas bonaerenses es la expresión de un proceso dinámico y que en buena medida parece estar asociado a los cambios en el uso del suelo, en particular a la pérdida de pastizales altos y al incremento de cultivos y ambientes peridomésticos insertos en la matriz agrícola.

▼ Tabla 27.1 | Lista de especies de aves terrestres residentes que evidenciaron cambios en su distribución geográfica en 32 partidos distribuidos en la provincia de Buenos Aires entre 1938-1993 (Narosky y Di Giacomo 1993) y la actualidad (este estudio, 2006-2007), clasificadas por el tipo de hábitat más frecuentemente utilizado por cada una de ellas.

Especies en retracción	Nombre común	Partidos 1938-93	Partidos 2006-07	Cambio relativo (%)	PAL	CES	RAD	CUL	ACO	VAL
Rhea americana	Ñandú	13	6	-54	*N	*				*
Eudromia elegans	Copetona	9	1	-89	*N					*
Asio flammeus	Lechuzón de campo	25	9	-64	*N		*			*
Asthenes hudsoni	Espartillero pampeano	14	6	-57	*N					*
Especies en expansión										
Falco femoralis	Halcón plomizo	19	28	+47		*	*	*	*N	*
Columba maculosa	Paloma ala manchada	14	23	+64			*	*	*N	*
Polioptila dumicola	Tacuarita azul	10	15	+50					*N	*
Ammodramus humeralis	Chingolo ceja amarilla	12	28	+133				*N		*

Referencias: PAL: Pasturas o pastizal alto; CES: Pasturas o pastizal corto; RAD: rastrojos, arados o disqueados; CUL: cultivos; ACO: arboledas o construcciones; VAL: vegetación sobre alambrados. N: la especie nidifica en este hábitat.

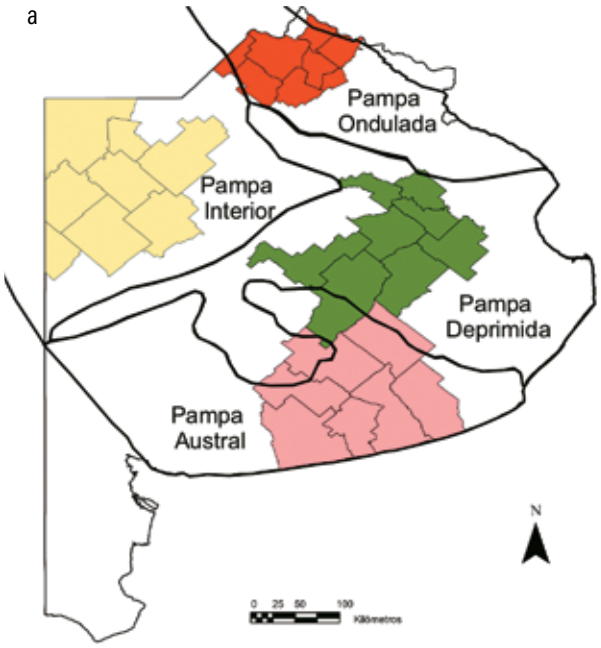
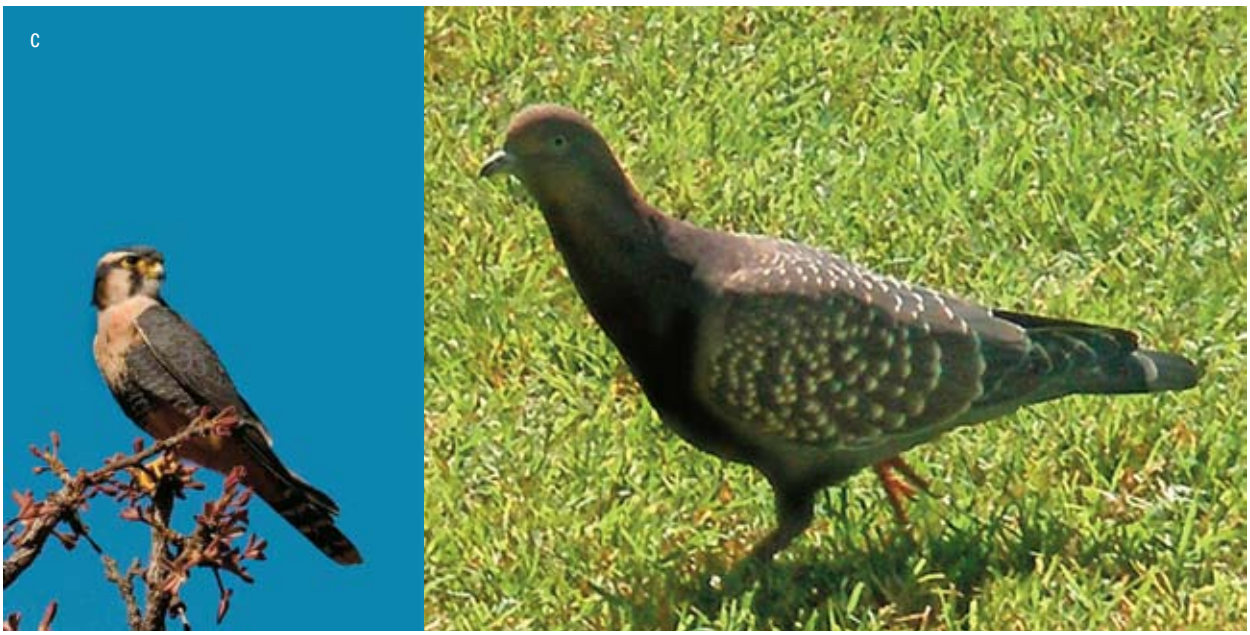


Figura 27.2 (a) Ubicación de los 32 partidos de la provincia de Buenos Aires en los que se efectuaron muestreos de aves; (b) Ejemplos de dos especies que experimentaron retracción en su distribución en el área de estudio (el ñandú *Rhea americana* y la copetona *Eudromia elegans*) y (c) de dos especies que se expandieron (el halcón plomizo *Falco femoralis* y la paloma ala manchada *Columba maculosa*) entre 1938-1990 (Narosky y Di Giacomo 1993) y el presente (2006-2007; este estudio). Fotos de Lip Kee (b, a la izquierda), Vincent Smith (b, a la derecha) e Abelardo Alcantara (c, a la izquierda).



Respuesta de los pequeños mamíferos a los cambios en el uso de la tierra en la Pampa Ondulada

Otro grupo que permite analizar los cambios experimentados por la fauna silvestre en los agroecosistemas bonaerenses es el de los pequeños mamíferos, que han sido relativamente bien estudiados a nivel regional. La detección a fines de la década de 1950 de la Fiebre Hemorrágica Argentina (FHA), una enfermedad endémica causada por el virus Junín y transmitida a través de roedores, impulsó el desarrollo de numerosos estudios ecológicos sobre los ensambles de pequeños mamíferos orientados a tratar de reducir el riesgo de transmisión de esta enfermedad.

Una revisión de los trampeos anuales o plurianuales efectuados en la región muestra que las especies de roedores del género *Calomys* son típicas de los parches de cultivos que constituyen actualmente la matriz del paisaje, en tanto que las especies del género *Akodon* son características de los manchones remanentes del pastizal alto que constituían la matriz original; actualmente las especies de *Akodon* ocupan también los ambientes longitudinales como los bordes de cultivos y los terraplenes de ferrocarril, donde se desarrollan comunidades de vegetación espontánea (Fig. 27.3 a y b). La mayor parte de los estudios que caracterizaron estos patrones de abundancia y distribución de pequeños mamíferos datan de las décadas de 1970 y 1980, o sea, *antes* de que tuvieran lugar los recientes cambios en la expansión e intensificación agrícolas y la introducción masiva de la siembra directa en la región, lo que motivó el desarrollo de estudios más actualizados para describir los posibles cambios que pudieran haberse suscitado (la aparición durante la década de 1990 de casos de Síndrome Pulmonar por Hantavirus –SPH– en la provincia de Buenos Aires, que tiene como reservorio del virus al ratón colilargo del Plata *Oligoryzomys flavescens*, fue un factor adicional que también reavivó el interés por nuevos estudios epidemiológicos).

Los trampeos recientemente efectuados en el partido de Exaltación de la Cruz (Pampa Ondulada, provincia de Buenos Aires, 2003-2005) confirman que el patrón de distribución de las especies entre los campos de cultivo (ahora bajo siembra directa) y sus bordes es similar al de décadas atrás, con predominio de *Calomys* en los cultivos y de *Akodon* en los bordes con vegetación espontánea (Fig. 27.3c).

Sin embargo, un análisis comparativo de la dieta de las aves rapaces, que se alimentan fundamentalmente de roedores, mostró un significativo cambio en la composición de las muestras actuales respecto de las obtenidas para la misma zona en 1985/1986. Este cambio estuvo caracterizado por un aumento relativo de las especies del género *Calomys*, numéricamente dominantes en los cultivos, en desmedro de *Akodon*, la especie numéricamente dominante en los bordes de cultivos, pastizales remanentes y ambientes con vegetación espontánea. La diferencia entre las muestras actuales y las de la década de 1980 es consistente con los cambios en el uso de la tierra experimentados en el partido de Exaltación de la Cruz, donde entre 1988 y 2002 la proporción de cultivos aumentó 65%, mientras que la cobertura de pastizales naturales disminuyó 24% (Recuadro 27.1).

Los bordes con vegetación espontánea que rodean a muchos cultivos continúan siendo el tipo de hábitat que conserva la mayor riqueza y abundancia relativa de pequeños mamíferos en el paisaje rural (Fig. 27.3). Paradójicamente, pese a que varios estudios destacan los servicios ambientales que los bordes de cultivos prestan a la agricultura a través de la provisión de refugio para numerosas especies de insectos que actúan como polinizadores o como agentes de control de plagas de los cultivos, basta hacer un corto viaje por la Pampa Ondulada para comprobar hasta qué punto los bordes están desapareciendo a manos de los cultivos, expandiéndose incluso por las banquinas de rutas y caminos secundarios (Fig. 27.3a). Al verse interrumpida por cultivos, la trama de bordes y alambrados en el paisaje agrícola está perdiendo así no sólo su papel como hábitat remanente para la flora y fauna nativas, sino que podría perder incluso su función como corredor biológico en el paisaje, impidiéndose así la recolonización de hábitats y el mantenimiento de la biodiversidad.

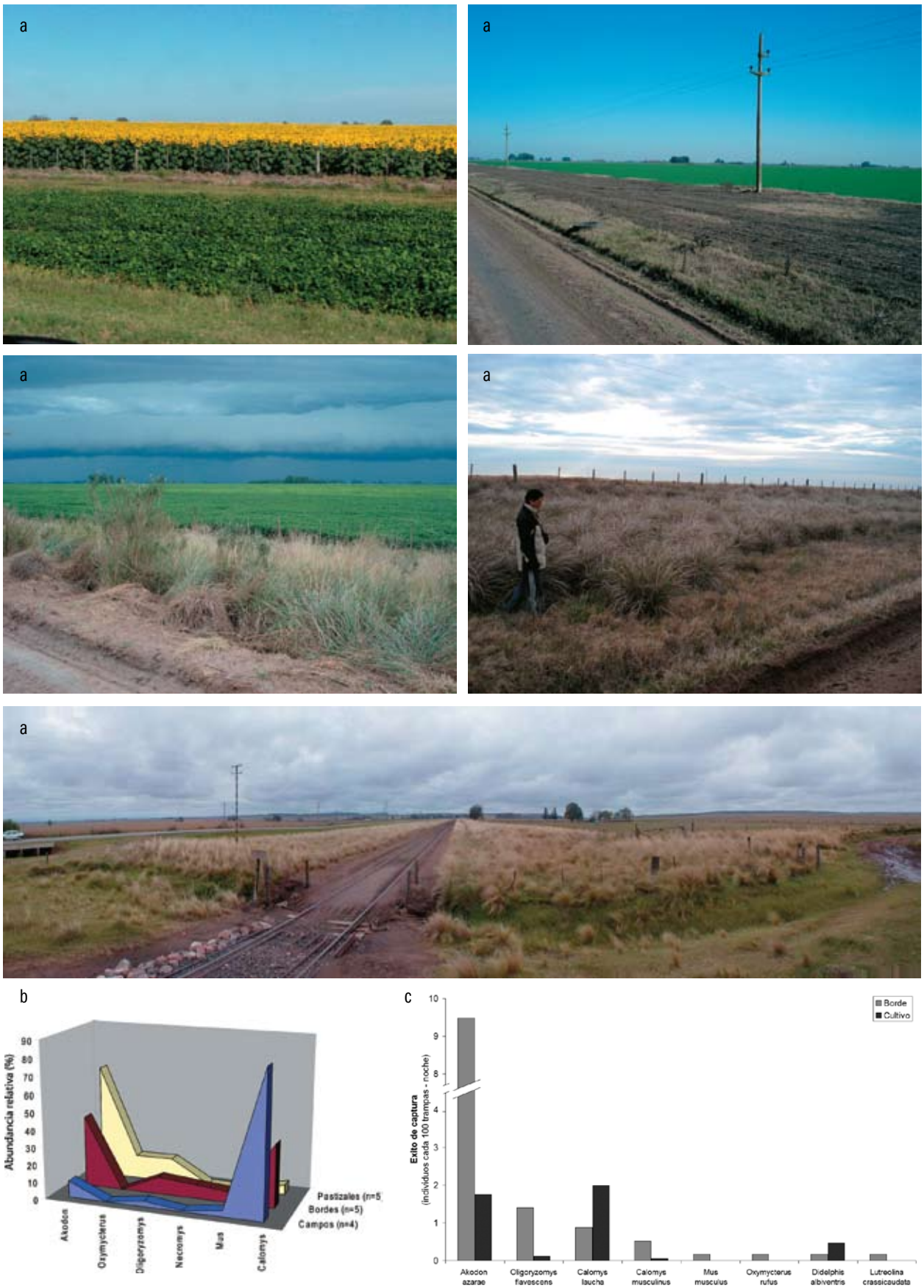
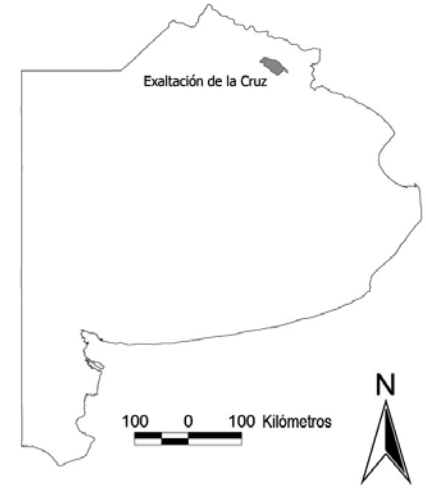
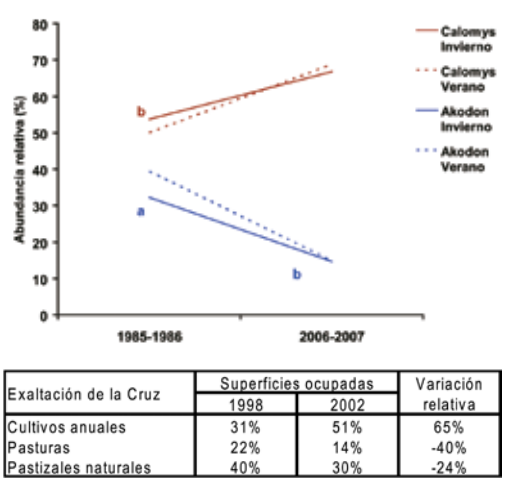


Figura 27.3 Algunos de los principales elementos del paisaje rural pampeano, y abundancia y distribución de pequeños mamíferos en cada uno de ellos. (a) Campos, terraplenes y bordes de cultivo, muchos de los cuales están siendo actualmente eliminados para sembrar cultivos. (b) Composición porcentual promedio de los géneros de roedores encontrados en ensambles correspondientes a diferentes tipos de hábitat localizados en agroecosistemas de la Región Pampeana (pastizales, campos de cultivos y bordes de cultivos; fuente: elaboración propia sobre la base de datos publicados en de Villafañe *et al*. 1988, Busch y Kravetz 1992, Bilenca y Kravetz 1995 y Comparatore *et al*. 1996). (c) Variación en la abundancia de pequeños mamíferos capturados en campos de cultivo y sus bordes adyacentes en el partido de Exaltación de la Cruz, Pampa Ondulada, provincia de Buenos Aires; 2003-2005 (fuente: adaptado de Bilenca *et al*. 2007).

Recuadro 27.1 **Estudio de la dieta de aves rapaces: una herramienta para analizar cambios en el ambiente.**

La lechuza de los campanarios, *Tyto alba*, es una especie cosmopolita con una amplia distribución en nuestro país. El análisis de las egagrópilas o bolos de regurgitación que expelen las lechuzas luego de cada ingesta constituye una potente herramienta para estudiar su dieta, tal como ya se lo ha abordado con éxito en agroecosistemas templados de Europa, Norteamérica y de nuestro país. Los restos óseos que aparecen en los bolos, particularmente las mandíbulas de los roedores, tienen elementos diagnósticos que permiten identificar, en muchos casos a nivel de especie, las frecuencias de las especies de las cuales se alimentan las lechuzas. En nuestro caso, analizamos los bolos de regurgitación de *Tyto alba* recolectados durante otoño-invierno y primavera-verano de 1985/86 (Bellocq 1998) y de 2006/07 (este estudio) procedentes del partido de Exaltación de la Cruz, en la provincia de Buenos Aires. En ambas épocas del año, la diferencia en la composición de ambas muestras es estadísticamente significativa (pruebas de diferencias de proporciones; $P<0{,}001$), con un aumento relativo de *Calomys*, que dominan en los campos de cultivo, y una reducción significativa en las muestras en el porcentaje de *Akodon azarae*, la especie numéricamente dominante de los pastizales y otros ambientes naturales. Este cambio relativo en la composición de la dieta es consistente con los cambios en los principales usos de la tierra en el partido de Exaltación de la Cruz, según lo reflejan los datos del los censos agropecuarios efectuados por el INDEC 1988-2002.





Exaltación de la Cruz	Superficies ocupadas		Variación relativa
	1998	2002	
Cultivos anuales	31%	51%	65%
Pasturas	22%	14%	-40%
Pastizales naturales	40%	30%	-24%

En síntesis, estos resultados preliminares sugieren que la expansión del área cultivada, así como la pérdida de ambientes con vegetación espontánea como los bordes de cultivos, se traduce en cambios que afectan la abundancia y distribución de pequeños mamíferos – particularmente roedores – en los agroecosistemas de la región. Estos cambios no sólo podrían modificar la estructura de los ensambles de micromamíferos sino también repercutir sobre las especies que conforman los eslabones superiores de la trama trófica y que se alimentan principalmente de ellos, como las aves rapaces.

A modo de conclusión

"Durante los últimos años, hemos oído mucho acerca de los profundos cambios que se están produciendo en la flora y fauna de las regiones templadas del globo […]. Si estos cambios se toman meramente como una evidencia del progreso material, deben ser motivo de regocijo para aquellos que están satisfechos y más que satisfechos con nuestro sistema de civilización o método de superar la naturaleza por la remoción de todos los obstáculos […]. A aquél que encuentra placer en las cosas tal como existen en regiones vírgenes de los dominios de la naturaleza […], le es permitido lamentarse por el aspecto alterado de la superficie terrestre […]. Con más frecuencia tenemos noticias de Norteamérica, Nueva Zelanda y Australia en relación con esto, pero en ninguna parte del globo la civilización "ha escrito sus extrañas deformaciones" más marcadamente que en esa enorme planicie llamada las *pampas* […]".

Este párrafo, que quizás para algunos bien podría semejarse a una descripción bastante ajustada al contexto actual, corresponde en realidad a la introducción de *Un Naturalista en el Plata* (1892), una de las más bellas páginas escritas por el naturalista y escritor William Henry (Guillermo Enrique) Hudson, quien retrató como pocos las características singulares de la fauna pampeana y la belleza de sus inmensos pastizales. Hudson había nacido en los *Veinticinco Ombúes* – actual partido de Quilmes, provincia de Buenos Aires – en 1841 y habitó en nuestras pampas hasta 1874. En una breve síntesis, este extracto del relato de Hudson logra poner de manifiesto dos aspectos claves, a saber: 1) que la percepción acerca de la transformación del paisaje y la pérdida de la biodiversidad en la región pampeana datan de hace por lo menos unos 130 años y, 2) que ya desde entonces primaba la visión de que dicha transformación debía tener como objetivo fundamental el aumento de la producción en los agroecosistemas.

En el otro extremo, y en paralelo a esta visión productivista, la visión que primaba por entonces entre los conservacionistas – y que continúa vigente aún hoy en determinados círculos – enmarcaba a la conservación como una tarea cuyo principal propósito era proteger la naturaleza, entendiendo que dicha protección pasaba por mantener a la naturaleza al margen de las transformaciones humanas (el propio texto de Hudson parece inspirar esta visión).

En el caso que nos ocupa, cabe señalar que es altamente deseable que se establezcan nuevas áreas protegidas en la región pampeana ya que, de acuerdo con datos oficiales, la superficie cubierta por algún tipo de área protegida en las pampas apenas alcanza al 1,05%, cifra que está muy por debajo de las recomendaciones internacionales en la materia, que señalan que una eco-región debería contar con al menos un 10-15% bajo algún tipo de protección (pública, privada, de uso totalmente restringido o bajo cierto tipo de manejo, etc.). Al respecto, los esfuerzos de identificación de áreas de interés para la conservación en la región pampeana realizados por organizaciones ambientalistas, como las *Áreas Valiosas de Pastizal* (*AVPs*) compiladas por la Fundación Vida Silvestre Argentina, o las *Áreas de Importancia para la Conservación de las Aves* (*AICAs*) reunidas por Aves Argentinas, permiten ser optimistas, ya que se podría elevar el valor de la superficie protegida actual del 1% a un potencial que podría rondar entre el 4-10%.

Al mismo tiempo, no es menos cierto que en este contexto de profunda fragmentación del paisaje pampeano, tanto las áreas protegidas que ya estén creadas como las que puedan crearse en un futuro no pueden ser concebidas como unidades separadas de su entorno – compuesto en este caso mayormente por agroecosistemas – ya que la evidencia científica indica que su aislamiento conducirá también inevitablemente a una pérdida de su biodiversidad. Si aceptamos que vastas áreas originalmente naturales de la región pampeana ya han sido virtualmente transformadas en *sistemas domesticados*, debemos entonces discutir acerca de las opciones que contamos hoy para llevar a cabo dicho proceso de domesticación de modo tal que la transformación de los paisajes y ecosistemas redunde en un bienestar humano en equilibrio con su entorno.

En la definición dada al inicio de este artículo ya habíamos señalado que el establecimiento de agroecosistemas tiene por objeto la producción de alimentos y otras materias primas. No obstante, también es cierto que otro aspecto distintivo de dicha definición es que se tratan de *sistemas manejados* con diversos propósitos. En la actualidad hay un creciente consenso en la necesidad de ampliar el rango de objetivos de manejo en los agroecosistemas de modo tal que, sin resignar el objetivo productivo como un aspecto central, se contemplen también simultáneamente la concreción de otros objetivos adicionales de similar valor e importancia, como algunos de los que ya fueron mencionados a lo largo de este artículo: Mitigación del cambio global, reducción de riesgos de contaminación de acuíferos, mantenimiento de la correcta provisión de servicios ambientales (muchos de los cuales redundan a su vez en una mayor producción) o conservación de la biodiversidad, entre otros. La inclusión de estos nuevos objetivos implica concebir a la actividad agropecuaria como una tarea llevada a cabo por *manejadores* del ambiente, y no tan sólo por *productores*, como suele describirse habitualmente a quienes trabajan en el campo.

En los agroecosistemas de la región pampeana tanto la producción de alimentos y fibras como la provisión de servicios ambientales y la conservación de la biodiversidad dependen prácticamente de las mismas tierras. Un paso hacia la resolución de este aparente conflicto requiere, entre otros aspectos, desarrollar una agenda de investigación en la cual, de manera acoplada y simultánea al desempeño de diferentes ensayos de manejo agronómico, se evalúen los cambios asociados en la composición de especies y en la estructura y funcionamiento de los procesos del sistema. La concreción de este tipo de estudios, desarrollados a diferentes escalas espaciales (el lote, el establecimiento rural, la unidad de paisaje, etc.) permitirá seguidamente elaborar manuales de buenas prácticas de manejo que sean capaces de conciliar los objetivos productivos, ambientales y de conservación.

Agradecimientos

Agradecemos a la Asociación Civil Ciencia Hoy su autorización para publicar este trabajo, correspondiente al artículo “Cambios en la fauna pampeana”, de Bilenca, D, Codesido, M y González Fischer, C, publicado en Ciencia Hoy, Volumen 18, Nº 108, diciembre 2008-enero 2009, pp. 8-17. Este trabajo fue realizado con el apoyo del CONICET y de subsidios otorgados por la Universidad de Buenos Aires (UBACyT X282) y del Instituto Nacional de Tecnología Agropecuaria (INTA, PNECO 1302). Agradecemos a Pablo Teta su gentil colaboración en el procesamiento de las egagrópilas, y a Carlos y Lucas Leveau, por su ayuda en parte de las tareas de campo. A Mauricio Earnshaw, por proveer las fotos de las aves. Al revisor anónimo, por sus oportunos comentarios a una versión previa de este mansucrito.

Lecturas sugeridas

Baldi, G., Guerschman, J.P. & Paruelo, J.M. 2006. Characterizing fragmentation in temperate South America grasslands. *Agriculture, Ecosystems & Environment* 116:197-208.

Baldi, G. & Paruelo, J.M. 2008. Land use and land cover dynamics in South American temperate grasslands. *Ecology and Society* 13 (2): 6 [on line]

Ciencia Hoy. 2005. *La transformación de la agricultura argentina*. vol. 15 no. 87. Número especial.

Demaría, M.R., Aguado Suárez, I. & Steinaker, D.F. 2008. Reemplazo y fragmentación de pastizales pampeanos semiáridos en San Luis, Argentina. *Ecología Austral* 18: 55-70.

Gómez Villafañe, I.E., Miño, M., Cavia R., Hodara, K., Courtalón, P., Suárez, O. & Busch, M. 2005. *Guía de Roedores de la provincia de Buenos Aires*. Editorial L.O.L.A., Buenos Aires.

Hudson, G.E. 1984. *Un naturalista en el Plata*. Libros de Hispanoamérica, Buenos Aires.

Kareiva, P., Watts, S., McDonald, R. & Boucher, T. 2007. Domesticated nature: shaping landscapes and ecosystems for human welfare. *Science* 316: 1866-1869.

Narosky, T. & Di Giacomo, A. 1993. *Las aves de la provincia de Buenos Aires: Distribución y status*. Asociación Ornitológica del Plata, Vázquez Massini editores y L.O.L.A., Buenos Aires.

Solbrig O.T. & Vainesman, L. (org.) 1998. *Hacia una agricultura productiva y sostenible en la pampa*. Orientación Gráfica Editora, Buenos Aires.

Szpeiner, A., Martínez-Ghersa, M.A. & Ghersa, C.M. 2007. Agricultura pampeana, corredores biológicos y biodiversidad. *Ciencia Hoy* 17 (101): 38-43.

Viglizzo, E.F., Frank, F.C. & Carreño, L. 2006. Situación ambiental en las ecorregiones Pampa y Campos y malezales. *in* Brown, A.U, Martinez Ortiz, M.A. & Corcuera, J. (Eds.). *La Situación Ambiental Argentina 2005*, Fundación Vida Silvestre Argentina, Buenos Aires. p. 263-269.

Weyland, F., Poggio, S.L. & Ghersa, C.M. 2008. Agricultura y biodiversidad. *Ciencia Hoy* 18 (106): 27-35.

Sitios de internet

Atlas ambiental de Buenos Aires: http://www.atlasdebuenosaires.gov.ar/

Aves Argentinas: http://www.avesargentinas.org.ar/

Fundación Producir Conservando: http://www.producirconservando.org.ar

Fundación Vida Silvestre Argentina (FVSA): http://www.vidasilvestre.org.ar

Secretaría de Ambiente y Desarrollo Sustentable de la Nación: http://www.ambiente.gov.ar/

Instituto Nacional de Estadística y Censos (INDEC): http://www.indec.mecon.gov.ar.

Laboratorio de Análisis Regional y Teledetección (LART; Facultad de Agronomía – Universidad de Buenos Aires; CONICET): http://www.agro.uba.ar/laboratorios/lart/

Secretaría de Agricultura, Ganadería, Pesca y Alimentos de la Nación: http://www.sagpya.mecon.gov.ar/

Sistema de Información de Biodiversidad (SIB): http://www.sib.gov.ar/

Márcio Borges Martins. Gavião-caboclo (*Heterozpizias meridionalis*) no Parque Estadual de Tainhas em São Francisco de Paula/Jaquirana, RS.

Capítulo 28

Um panorama sobre as iniciativas de conservação dos Campos Sulinos

Eduardo Vélez[1], Luiza Chomenko[2], Wigold Schaffer[3] & Marcelo Madeira[4]

Neste capítulo abordamos dois tópicos relacionados à conservação dos Campos Sulinos. No primeiro deles, tratamos de identificar as características que determinam a singularidade deste sistema ecológico, circunscrever sua abrangência espacial e compreender a ampla variedade de denominações que têm sido empregadas para referir-se a eles, no todo ou em parte, no contexto do Brasil e da América do Sul. No segundo, sistematizamos as principais iniciativas e ações que ao longo dos últimos anos vêm sendo implementadas, direta ou indiretamente, em prol da sua conservação e uso sustentável.

I. Os Campos Sulinos

No Brasil, as florestas e as savanas são as formações vegetais de maior expressão territorial. As savanas dispõem-se, principalmente, sobre a diagonal semi-árida que corta o continente sul-americano – desde a Caatinga, passando pelo Cerrado, até o Chaco argentino. Ao noroeste e ao sudeste desta faixa, em zonas de maior umidade, encontram-se as florestas Amazônica e Atlântica, respectivamente. No entanto, à medida que nos deslocamos para o sul gradativamente descortinam-se remanescentes de uma das formações vegetais brasileiras mais antigas, os campos temperados (Quadro 28.1).

Esta formação tipicamente campestre surge a partir da brusca interrupção da tropicalidade verificada nas áreas planálticas situadas na fronteira de São Paulo com o estado do Paraná (PR) (Ab'Sáber 2006), e toma conta da paisagem no sul do Rio Grande do Sul (RS), conectando-se aos campos e pampas do Uruguai e Argentina. O clima é temperado (Köppen 1948) e úmido, as geadas são freqüentes durante o inverno e a pluviosidade, além de elevada, é relativamente bem distribuída ao

Foto de abertura: Valério Pillar. Campos próximos do Arroio Sarandi,entre Quarai e Santana do Livramento, RS.

1 PPG Ecologia – Universidade Federal do Rio Grande do Sul. E-mail: velezedu@portoweb.com.br
2 Museu de Ciências Naturais – Fundação Zoobotânica do Rio Grande do Sul. E-mail: chomenko@fzb.rs.gov.br
3 Secretaria de Biodiversidade e Florestas – Ministério do Meio Ambiente. E-mail: wigold.schaffer@mma.gov.br
4 Instituto Brasileiro do Meio Ambiente e dos Recursos Naturais Renováveis. E-mail: marcelo.madeira@ibama.gov.br

longo do ano. Este cenário climático é um dos fatores determinantes da singularidade desta vegetação, quando comparada às outras formações campestres brasileiras.

Várias designações têm sido adotadas para referir-se aos campos do sul do Brasil – Campos Subtropicais (Veloso 1966), Campos Gerais e Pampas (Rizzini 1979), Campos Sulinos (MMA 2002, Joly *et al.* 1999, Marchiori 2004), região das Estepes (IBGE 2004), Campos do Sul do Brasil (IBGE 2004), Campos (Overbeck *et al.* 2007), dentre outras. Embora nenhuma tenha se consolidado plenamente no uso por pesquisadores e gestores ambientais, a maioria delas refere-se à mesma unidade ecológica presente nos três estados da região sul do Brasil. Entretanto, alguns autores usam denominações similares para referir-se exclusivamente à porção sul do RS (bioma Pampa[5], Quadro 28.2), o que pode gerar confusão sobre a abrangência geográfica correspondente. Pradarias Mistas (Ab'Sáber 2006), Província dos Campos Sulinos (Eiten 1992) e Campos da Planície Rio-Grandense (Rizzini 1963) são alguns exemplos de tais denominações.

Os Campos Sulinos, pelo exposto acima e segundo o entendimento deste capítulo e livro, correspondem a todas as formações campestres presentes no interior do PR, Santa Catarina (SC) e norte do RS – em meio às formações florestais existentes, no âmbito do bioma Mata Atlântica, e na metade sul do RS – formando a paisagem característica do bioma Pampa (Quadro 28.1).

Quadro 28.1 Os Campos Sulinos e os Campos Temperados Sul-Americanos.

Os campos do cone sul da América do Sul constituem uma das principais formações de campos temperados do planeta (Bilenca & Miñarro 2004), estando entre as mais ricas em diversidade de gramíneas (Burkart 1975). Sua área de distribuição natural é de aproximadamente 1 milhão de km^2 compartilhados pela Argentina, Uruguai, Brasil e Paraguai.

Alguns autores não têm considerado os Campos Sulinos do bioma Mata Atlântica[5] e a área disjunta ao sul do Paraguai como parte dos campos temperados. Burkart (1975) inclui a região setentrional dos Campos Sulinos no domínio dos Campos tropicais e subtropicais, limitando o domínio dos Campos temperados ao que Soriano *et al*. (1992) denominaram de *Pastizales del Rio de la Plata* (Campos do Rio da Prata). Nestes, os Campos Sulinos do bioma Pampa[5] correspondem ao setor mais ao norte, sendo denominados por eles como *Campos del Norte*. Além disso, estes autores limitam o uso da denominação Pampa às formações campestres argentinas, empregando a denominação Campos para as formações campestres do Uruguai, do Brasil e de uma pequena porção na Argentina (sudeste da província de Misiones e ao leste de Corrientes).

A exclusão dos Campos Sulinos do bioma Mata Atlântica do contexto dos Campos temperados, ainda que não pertençam aos Campos do Rio da Prata, não faz sentido do ponto de vista climático, já que não estão sujeitos ao longo período seco que caracteriza os Campos tropicais. A única particularidade que os diferencia do restante dos campos situados mais ao sul é a maior influência tropical representada pelo predomínio de espécies de gramíneas megatérmicas (C4). Da mesma forma, o uso limitado da denominação Pampa ou Pampas às áreas ao sul e oeste do rio da Prata, adotado por alguns autores, expressa apenas uma tendência no uso regional destes termos.

Do ponto de vista biogeográfico toda a região dos Campos do Rio da Prata – que inclui os campos do Uruguai e da metade sul do RS – tem sido designada como Província do Pampa (Morrone 2001) ou Província Pampeana (Cabrera & Willink 1980).

Na atual classificação oficial da vegetação do Brasil (IBGE 2004), os Campos Sulinos correspondem à formação fitoecológica "Estepe" (Veloso *et al.* 1991, Leite 2002), embora também possam estar presentes em algum grau na tipologia das Formações Pioneiras. O uso do termo estepe para referir-se aos campos advém de um esforço em adaptar a classificação brasileira a um sistema universal fisionômico-ecológico (Veloso *et al*. 1991). No entanto, o termo tem sido criticado em função da incongruência com o contexto ombrófilo destes campos, dentre outros aspectos (Marchiori 2004, Capítulo 2).

A expressão Campos Sulinos, portanto, parece ser a mais adequada para designar estas formações campestres, já que resgata uma nomenclatura regional tradicional – Campos – e, ao mesmo tempo, os circunscreve ao sul do Brasil, diferenciando-os das demais formações campestres brasileiras. Além disso, tem sido adotada por vários autores (*e.g.* Joly 1999, MMA 2002, Marchiori 2004).

5 Segundo a classificação brasileira de biomas (IBGE 2004, Quadro 28.2).

Quadro 28.2 **Os Campos Sulinos e a classificação oficial da vegetação e dos biomas brasileiros.**

O Brasil atualmente adota dois sistemas oficiais de classificação para referir-se às suas áreas naturais: o mapa da vegetação do Brasil e o mapa dos biomas brasileiros (IBGE 2004). No primeiro são apresentadas as regiões fitoecológicas (tipos vegetacionais), derivadas das formas biológicas predominantes da vegetação (Florestas – em função das árvores, Estepes – em função das herbáceas, Savanas – um misto de árvores, arbustos e herbáceas, etc.), do conjunto fisionômico e da composição florística característica. No segundo são diferenciados seis biomas continentais, cada qual representa um compartimento da biodiversidade brasileira identificável em escala regional e definido por múltiplos critérios, dentre eles o compartilhamento de um conjunto particular de espécies de plantas e animais, os tipos vegetacionais predominantes (regiões fitoecológicas), a história evolutiva, e as características físicas predominantes (clima, geologia, relevo e solos). Com isto, embora os campos (estepes) sejam a vegetação predominante no bioma Pampa, também há presença de florestas, por exemplo. Da mesma forma, os campos estão naturalmente presentes no bioma Mata Atlântica, ainda que as florestas sejam a vegetação característica do bioma. De acordo com o critério da classificação oficial brasileira, os Campos Sulinos não são tratados como bioma, mas como um tipo vegetacional presente nos biomas Pampa e Mata Atlântica.

A fisionomia de formação aberta, característica dos Campos Sulinos, resulta do predomínio de espécies herbáceas, principalmente gramíneas, e da presença pouco expressiva de árvores ou arbustos. Embora constituam uma unidade do ponto de vista ecológico, os Campos Sulinos apresentam uma compartimentação norte-sul do ponto de vista da configuração espacial e em termos florísticos, correspondente às porções situadas no bioma Mata Atlântica e no bioma Pampa.

Ao norte, os Campos localizam-se sobre os derrames basálticos do Planalto Meridional, dispostos em grandes manchas espacialmente desconectadas – encraves de campos associados principalmente à Floresta com Araucária. O domínio da fisionomia florestal nesta região resulta da expansão sobre os campos verificada nos últimos milhares de anos (Quadro 28.3, Capítulo 1). Isto sugere que no passado os campos do sul do Brasil formavam um contínuo, compartilhando, portanto, a mesma história evolutiva. Ao sul, os Campos dispõem-se sobre as planícies e elevações menos pronunciadas ao sul e a oeste do rio Jacuí, correspondendo à fisionomia predominante na paisagem. Ambos compartimentos correspondem a províncias biogeográficas distintas, com diferenciações fisionômicas e florísticas em suas comunidades vegetais (veja Capítulos 2 e 4).

Quadro 28.3 **Uma breve história dos Campos Sulinos.**

A evolução do hábito herbáceo é considerada uma adaptação a climas áridos. Simon & Jacobs (1990) postulam que as gramíneas podem ter se originado no nordeste Australiano, no início do Eoceno (55,8 milhões de anos antes do presente), havendo evidências de megafósseis de gramíneas similares às formas modernas, também para este período, no Colorado, América do Norte (Lauenroth & Milchunas 1992). Coincidentemente, atribui-se ao Eoceno o surgimento dos mamíferos herbívoros que coevoluiram com este tipo de vegetação.

Bredenkamp *et al*. (2002) fizeram uma revisão sobre a origem e expansão dos campos no hemisfério sul, vinculando o processo de expansão à transição do clima úmido e quente para um clima seco e frio em determinadas porções ao sul do continente sul-americano e africano. Postulam que este processo se deu especialmente a partir do Mioceno, em decorrência da nova conformação continental pós-Gondwana. Ressaltam que durante o Quaternário (últimos 230 mil anos), a alternância entre períodos glaciais e interglaciais foi determinante para processos de expansão e retração das formações campestres.

O mais recente ápice de expansão dos campos está associado ao último período glacial, ocorrido há 18 mil anos. Behling *et al.* (2004, 2005) e Behling & Pillar (2007), mediante análises de perfis palinológicos no sul do Brasil, detectaram uma dominância de vegetação campestre durante este período glacial e também entre o início e a metade do Holoceno, em condições de clima seco/frio e seco/quente, respectivamente. Por outro lado, verificaram evidências de expansão florestal sobre os campos, especialmente entre os últimos 5 mil e 930 anos, atribuindo esta expansão ao clima úmido e à ausência de uma estação seca marcante.

Portanto, nas condições climáticas atuais, os Campos Sulinos representam relictos de um clima mais seco (Lindman 1906, Rambo 1956). Tratam-se dos ecossistemas naturais já existentes quando os primeiros grupos humanos chegaram na América do Sul, há cerca de 12 mil anos, não se constituindo, portanto, em ecossistemas secundários derivados do desmatamento. Nesta perspectiva, é de se esperar que a florística e a fisionomia destes campos também tenham experimentado modificações em sintonia com o novo contexto climático. Marchiori (2004) assinala o avanço de grupos taxonômicos tropicais em direção ao sul e a perda da feição de "estepe", em função da gradativa "savanização" da paisagem.

II. Iniciativas de conservação e uso sustentável da biodiversidade dos Campos Sulinos

Historicamente, os Campos Sulinos têm sido negligenciados nas ações de conservação da biodiversidade (Overbeck *et al.* 2007). No entanto, um conjunto de iniciativas recentes, geradas a partir de distintos contextos e atores, pode estar modificando gradativamente este cenário.

O fato do Brasil ser considerado um "país florestal" e a vinculação da consciência ecológica da sociedade brasileira a uma agenda conservacionista pautada principalmente pela defesa da Floresta Amazônica e da Mata Atlântica terminaram por retardar a inclusão dos Campos Sulinos, e de outras áreas naturais igualmente importantes como o Cerrado, a Caatinga e o Pantanal, por exemplo, nas prioridades de ação ambiental.

A baixa proteção dada aos campos temperados não é uma exclusividade do Brasil. Embora situem-se entre os mais diversos e produtivos dos ambientes terrestres, os campos temperados até 1996 contavam com apenas 0,69% de proteção em todo o planeta (Henwood 1998). Recentemente o nível de proteção aumentou de forma importante chegando a 5,5% (TGCI 2008), porém sem acréscimos relevantes a partir da América do Sul.

No caso dos Campos Sulinos, o desencadeamento de uma preocupação específica no âmbito da sociedade brasileira parece ter emergido com mais intensidade a partir de dois temas de grande repercussão pública: (1) a discussão que precedeu à vedação legal das queimadas como prática de manejo dos campos no RS, estabelecida em dispositivo da Constituição Estadual de 1989 e, mais recentemente, (2) a polêmica instaurada em torno do futuro do bioma Pampa frente ao anúncio de extensas plantações de árvores exóticas para produção de celulose.

Também contribuíram para isto a inclusão dos campos e outras tipologias não-florestais na definição das Áreas Prioritárias para a Conservação da Biodiversidade por parte do Ministério do Meio Ambiente (MMA), no âmbito da definição e implementação da Política Nacional de Diversidade Biológica (MMA 2002, MMA 2007a); e a publicação do Mapa de Biomas do Brasil (IBGE 2004), com o reconhecimento do bioma Pampa, o que desencadeou uma identidade pública nacional para uma porção singular do território brasileiro onde predominam os campos.

Sem a pretensão de esgotar o tema, a seguir são apresentadas várias iniciativas vinculadas aos Campos Sulinos que, quando avaliadas em conjunto, constituem um cenário mais alentador, na medida em que formam o substrato para a construção de ações mais arrojadas em prol da conservação da sua biodiversidade. Destas ações depende o futuro dos Campos Sulinos que têm sido alvo de uma acelerada perda de hábitat ao longo dos últimos anos (Crawshaw *et al.* 2007) e que todavia encontram-se sob um grande número de riscos e ameaças (Bilenca & Miñarro, 2004, Carvalho *et al*. 2008) em função de atividades antrópicas implantadas sem levar em conta as especificidades locais.

Legislação ambiental

No Brasil, não existe uma legislação específica para as formações campestres. No entanto, várias leis ambientais apresentam dispositivos aplicáveis a estes ecossistemas, com grande capacidade de contribuição na conservação dos Campos Sulinos, desde que efetivamente aplicados.

Constituição Estadual e Federal

Em termos constitucionais, existe na Constituição do Estado do RS, promulgada em 03.10.89, publicada em 04.10.89 e republicada em 14.12.89, um dispositivo resultante de um Emenda Constitucional de 23.02.2005 que se refere especificamente ao bioma Pampa:

> "Art. 1º Acrescenta inciso ao art. 251 da Constituição do Estado, que será o XVI, com a seguinte redação:
> Art. 251....
> *XVI – valorizar e preservar o Pampa Gaúcho, sua cultura, patrimônio genético, diversidade de fauna e vegetação nativa, garantindo-se a denominação de origem."*

Outro dispositivo que tem vinculação ao tema da conservação da biodiversidade refere-se à vedação da prática das queimadas (Quadro 28.4).

> "Art. 251...
> § 1°...
> XIII – Combater as queimadas, responsabilizando o usuário da terra por suas conseqüências."

Quadro 28.4 **A polêmica sobre a vedação legal das queimadas.**

O uso, ou a vedação plena, do fogo como forma de manejo da vegetação nos Campos Sulinos é um tema que suscita visões divergentes, inclusive no âmbito acadêmico.

No Brasil, a legislação federal não veda esta prática, desde que autorizada pelo órgão ambiental. Com a promulgação da Constituição Estadual em 1989, as queimadas passaram a ser proibidas no RS. No entanto, têm havido tentativas de diminuir a restrição desta prática que, até o momento, não lograram êxito.

A Lei estadual n° 9.519/1992, que instituiu o Código Florestal do RS, abriu uma exceção para o disposto na Constituição Estadual, proibindo o uso do fogo ou das queimadas nas florestas e demais formas de vegetação natural no RS, ressalvados os *casos de controle e eliminação de pragas e doenças como forma de tratamento fitossanitário. Nestes casos, o uso do fogo, desde que não seja de forma continua, poderá ser permitido mediante devida licença do órgão florestal competente.* No que diz respeito à esta exceção *o Art. 28* estabelece que *"o órgão florestal competente deverá difundir critérios e normas de queima controlada, assim como campanha de esclarecimento de combate a incêndios".*

Nos anos de 2000 e 2002, houve duas tentativas de ampliar a liberação das queimadas no RS para permitir seu uso no manejo dos campos. A primeira tentativa deu-se pela aprovação da Lei estadual n° 11.498, de 04/07/00, que modificou o Código Florestal do Estado, permitindo, dentre outras coisas, a queima controlada de campos nativos como técnica de manejo agropastoril, mediante laudo técnico. Esta lei foi julgada inconstitucional pelo Tribunal de Justiça do Estado (TJ/RS) em 2001. A outra tentativa ocorreu a partir da aprovação da Emenda Constitucional n° 32 que deu nova redação ao inciso XIII do Art. 251 da Constituição: "*Combater as queimadas, ressalvada a hipótese de que, se peculiaridades locais justificarem o emprego do fogo em práticas agropastoris ou florestais, ocorra permissão estabelecida em ato do poder público municipal, estadual ou federal circunscrevendo as áreas e estabelecendo normas de precaução*".

Esta emenda também foi julgada inconstitucional pelo TJ/RS em 2002. Portanto, permanece a vedação definida pela Constituição Estadual, ressalvados os casos de tratamento fitossanitário.

Na Constituição Federal não há menção específica aos Campos Sulinos, nem tampouco ao bioma Pampa, onde eles correspondem à fisionomia representativa. Porém, tramita no Congresso Nacional uma Proposta de Emenda à Constituição (PEC) nº 237/08, proposta pelo deputado Pedro Wilson (PT-GO), que inclui o Pampa entre os biomas brasileiros considerados patrimônio nacional.

> "Art. 1º Fica acrescido ao § 4º do art.225 , da Constituição, que passa a vigorar com a seguinte redação:
> Art. 225 ...
> § 4º A Floresta Amazônica, a Mata Atlântica, Serra do Mar, o Pantanal Mato-Grossense, o Pampa e a Zona Costeira são patrimônio nacional, e sua utilização far-se-á, na forma da lei, dentro de condições que assegurem a preservação do meio ambiente, inclusive quanto ao uso dos recursos naturais."

Atualmente, a Constituição Federal considera como patrimônio nacional a Amazônia, a Mata Atlântica, a Serra do Mar, o Pantanal Mato-Grossense e a Zona Costeira. Este tipo de iniciativa é importante na medida em que aumenta a hierarquia legal para o Pampa e, portanto, para sua conservação, contribuindo para a manutenção da integridade ambiental dos Campos Sulinos frente a disputas jurídicas envolvendo ações consideradas conflituosas, especialmente aquelas que levam à descaracterização de suas paisagens.

Lei da Mata Atlântica

A Lei nº 11.428/2006 e o Decreto n° 6.660/2008 referem-se a todas as formações florestais nativas e ecossistemas associados do bioma Mata Atlântica, sendo a abrangência geográfica legal definida pelo Mapa da Área de Aplicação da Lei nº 11.428/2006 (IBGE, 2009). Logo, a porção setentrional dos

Campos Sulinos inclui-se no que a legislação define como "Campos de Altitude" – vegetação com estrutura herbácea ou herbácea/arbustiva situada no ambiente montano e alto-montano.

Esta legislação estabeleceu dispositivos de proteção rigorosos em função do grau de perda e degradação dos hábitats a que foi submetido este bioma. No seu Art. 14, restringe a supressão de vegetação primária e secundária no estágio avançado de regeneração, podendo ser autorizada somente em caso de utilidade pública, e também a supressão da vegetação secundária, quando em estágio médio de regeneração, podendo ser autorizada somente em casos de utilidade pública e interesse social. Por outro lado, no Art. 29 define o pastoreio extensivo tradicional em remanescentes de campos de altitude, nos estágios secundários de regeneração, como uma atividade de uso indireto e sem necessidade de autorização dos órgãos ambientais competentes, desde que não promova a supressão da vegetação nativa ou a introdução de espécies vegetais exóticas.

A definição técnica do que vem a ser a vegetação primária e a vegetação secundária nos estágios avançado, médio e inicial de regeneração dos campos do bioma Mata Atlântica foi estabelecida como atribuição do Conselho Nacional do Meio Ambiente (CONAMA), no Art. 4° da lei. Para elaborar uma resolução contendo os parâmetros básicos dos estágios sucessionais de campos de altitude foi criado um Grupo de Trabalho específico em março de 2007 pela Câmara Técnica de Biodiversidade, Fauna e Recursos Pesqueiros/CONAMA. A proposta ainda encontra-se em fase de negociação, sendo previstos vários critérios para classificar cada situação concreta dentro de estágios sucessionais específicos (inicial, médio, avançado) ou na condição de vegetação primária. Os principais parâmetros propostos referem-se à história de uso, ao percentual de cobertura vegetal viva do solo, a diversidade e dominância de espécies, à presença de espécies vegetais indicadoras (a lista de espécies por estágio sucessional e por região consta em um anexo da proposta) e à presença de fitofisionomias características.

Código Florestal

A Lei federal nº 4.771/1965 instituiu o Código Florestal, com o objetivo de assegurar a conservação da vegetação natural, com ênfase nas formações florestais. Com a publicação da Medida Provisória (MP) 2.166/2001, que modificou o Código Florestal, é que a legislação tornou-se mais abrangente e precisa, ao tratar explicitamente de outras formações vegetais não florestais presentes nos biomas brasileiros, tais como os campos e cerrados.

Em termos gerais, a conservação das áreas de campo no Código Florestal, assim como as demais formações vegetais, ocorre basicamente por meio das Áreas de Preservação Permanente (APPs) – margens de ambientes aquáticos como rios, lagoas, reservatórios, etc., junto de nascentes, em encostas com declividade acima de 45°, topos de morros e outras elevações do relevo – e das reservas legais. Recentemente, com a regulamentação da Lei nº 9.605/1998 que dispõe sobre os crimes ambientais, por meio do Decreto nº 6.514/2008, o tema da reserva legal ganhou destaque em razão da definição de penalidades para os proprietários rurais que não averbarem suas áreas de reserva legal.

As reservas legais têm como objetivos o uso sustentável dos recursos naturais, a conservação e reabilitação dos processos ecológicos, a conservação da biodiversidade e o abrigo e proteção de fauna e flora nativas, mediante a manutenção de um percentual mínimo das formações vegetais naturais nas propriedades rurais do Brasil. O percentual das propriedades rurais a ser averbado como reserva legal varia conforme a região. No caso do bioma Pampa, por exemplo, a MP 2.166/01 exige a averbação de 20% da área da propriedade rural. Cada averbação deve ser feita à margem da inscrição do imóvel e tem caráter de perpetuidade.

No tocante aos avanços relativos às formações campestres dos biomas brasileiros, a maior mudança advinda da MP 2.166/2001 ocorreu em relação à reserva legal, ao estabelecer como área de reserva legal, no IV do Art. 16, no mínimo, "*vinte por cento na propriedade rural em áreas de campos gerais localizada em qualquer região do país*". Embora proíba a supressão da vegetação

natural da reserva legal, é permitido o uso econômico desta vegetação sob regime de manejo sustentável, de acordo com princípios e critérios técnicos e científicos estabelecidos em regulamento. Todavia, este dispositivo carece de implementação, especialmente em se tratando dos Campos Sulinos.

Uma iniciativa recente destinada a regrar a prática da pecuária nas áreas de reserva legal constituídas por campos nativos na área do bioma Pampa vem sendo coordenada pelo IBAMA/RS tendo envolvido a contribuição de especialistas de várias instituições (IBAMA 2009). Fundamentada em pesquisas realizadas nos Campos Sulinos que demonstram as possibilidades de manejo sustentável da pecuária, a proposta está em fase de análise pelo IBAMA, com vistas à proposição de uma normativa legal por parte do MMA.

Lei do Sistema Nacional de Unidades de Conservação (SNUC)

A Lei nº 9.985/2000 que criou o SNUC estabelece como diretriz, em seu Art. 5°, a garantia de que "*no conjunto das unidades de conservação estejam representadas amostras significativas e ecologicamente viáveis das diferentes populações, hábitats e ecossistemas do território nacional e das águas juridicionais, salvaguardando o patrimônio biológico existente*". Este dispositivo contrasta com a realidade atual dos Campos Sulinos, com baixo grau de representatividade nas atuais unidades de conservação.

Unidades de Conservação (UCs)

A Comissão Nacional de Biodiversidade (CONABIO) estabeleceu nas Metas Nacionais da Biodiversidade para 2010 (Resolução n° 03, de 21/12/2006) o objetivo de proteger 10% dos biomas terrestres em unidades de conservação, com exceção do bioma amazônico, para o qual o índice é de 30%.

O atual percentual de unidades de conservação nos biomas Pampa e Mata Atlântica está muito aquém desta meta, especialmente no caso do bioma Pampa. Em se tratando especificamente dos Campos Sulinos este quadro é ainda mais dramático, já que as unidades de conservação existentes em ambos os biomas têm sido criadas principalmente com o objetivo de conservar florestas, no caso da Mata Atlântica, e áreas úmidas, no caso do bioma Pampa. Brandão *et al*. (2007) identificaram uma área equivalente a 271.657 ha campos no sistema de UCs no RS, o que representa 2,58% da área total de campos remanescentes, e de somente 1,41% em relação à cobertura original dos campos.

Considerando as unidades de conservação de domínio público federais e estaduais localizadas nas áreas de distribuição original ou atual dos Campos Sulinos existem atualmente 35 unidades de conservação, sendo 28 de proteção integral (Tab. 28.1) e sete de uso sustentável (Tab. 28.2). Deve-se levar em conta que em várias delas os campos têm pouca expressão em termos de área ocupada. Além disso, algumas todavia carecem de efetivação, estando na condição de "parques de papel".

▼ Tabela 28.1 | Lista das Unidades de Conservação de Proteção Integral com representação de Campos Sulinos

Denominação	Gestão	Estado	Área (ha)	Bioma
Parque Estadual de Caxambu	Estadual	PR	968	Mata Atlântica
Parque Estadual de Palmas	Estadual	PR	181	Mata Atlântica
Parque Estadual de Santa Clara	Estadual	PR	632	Mata Atlântica
Parque Estadual de Vila Velha	Estadual	PR	3.122	Mata Atlântica
Parque Estadual do Monge	Estadual	PR	370	Mata Atlântica
Parque Nacional dos Campos Gerais	Federal	PR	21.500	Mata Atlântica
Refúgio de Vida Silvestre Campos de Palmas	Federal	PR	16.445	Mata Atlântica
Reserva Biológica das Araucárias	Federal	PR	16.400	Mata Atlântica
Parque Nacional das Araucárias	Federal	SC	12.841	Mata Atlântica
Parque Nacional de São Joaquim	Federal	SC	49.300	Mata Atlântica
Parque Nacional da Serra Geral	Federal	RS-SC	17.300	Mata Atlântica
Parque Nacional de Aparados da Serra	Federal	RS-SC	10.250	Mata Atlântica

Denominação	Gestão	Estado	Área (ha)	Bioma
Estação Ecológica Aratinga	Estadual	RS	5.882	Mata Atlântica
Parque Estadual do Espigão Alto	Estadual	RS	1.319	Mata Atlântica
Parque Estadual do Ibitiriá	Estadual	RS	415	Mata Atlântica
Parque Estadual do Tainhas	Estadual	RS	4.925	Mata Atlântica
Estação Ecológica de Aracuri-Esmeralda	Federal	RS	273	Mata Atlântica
Parque Estadual de Itapuã	Estadual	RS	5.566	Pampa
Parque Estadual do Camaquã	Estadual	RS	7.922	Pampa
Parque Estadual do Delta do Jacuí	Estadual	RS	14.242	Pampa
Parque Estadual do Espinilho	Estadual	RS	1.617	Pampa
Parque Estadual do Podocarpus	Estadual	RS	3.645	Pampa
Reserva Biológica de São Donato	Estadual	RS	4.392	Pampa
Reserva Biológica do Ibirapuitã	Estadual	RS	351	Pampa
Reserva Biológica do Mato Grande	Estadual	RS	5.161	Pampa
Refúgio de Vida Silvestre Banhado dos Pachecos	Estadual	RS	2.543	Pampa
Estação Ecológica do Taim	Federal	RS	33.400	Pampa
Parque Nacional da Lagoa do Peixe	Federal	RS	34.400	Pampa

Recentemente o MMA e o ICMBio (Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade) concluíram os estudos e audiências públicas para criação de três novas unidades de conservação de proteção integral nos Campos Sulinos: (i) Parque Nacional do Campo dos Padres, em SC, com cerca de 56.000 ha dos quais 20% são campos (ii) Refúgio de Vida Silvestre do Rio Tibagi, no PR, com 23.100 hectares e (iii) o Refúgio de Vida Silvestre do Rio Pelotas, RS/SC, com 262.000 ha, dos quais cerca de 50% são campos. A criação do PARNA Campo dos Padres encontra-se pendente de decisão da Justiça Federal (TRF4), e os refúgios em fase de negociação com outros ministérios antes de serem submetidos à sanção presidencial.

▼ Tabela 28.2 | Lista das Unidades de Conservação de Uso Sustentável com representação de Campos Sulinos.

Denominação	Gestão	Estado	Área (ha)	Bioma
Área de Proteção Ambiental de Guaraqueçaba	Federal	PR	315.241	Mata Atlântica
Área de Proteção Ambiental da Escarpa Devoniana	Federal	PR	392.363	Mata Atlântica
Área de Proteção Ambiental Rota do Sol	Estadual	RS	52.500	Mata Atlântica
Área de Proteção Ambiental do Banhado Grande	Estadual	RS	133.456	Pampa
Área de Proteção Ambiental Delta do Jacuí	Estadual	RS	22.826	Pampa
Área de Relevante Interesse Ecológico Pontal dos Latinos e Pontal do Santiago	Federal	RS	2.992	Pampa
Área de Proteção Ambiental do Ibirapuitã	Federal	RS	318.000	Pampa

Na Tabela 28.2 não foi incluída a categoria Reserva Particular do Patrimônio Natural (RPPN), pois muitas não têm localização georeferenciada precisa e não há informação sistematizada sobre a ocorrência das formações vegetais. Atualmente existem 67 RPPNs federais na região Sul, ocupando uma área de 31.064 ha (ICMBio 2009). Além disso, o Paraná conta com um número adicional de 201 RPPNs estaduais, totalizando 42.165 ha (IAP 2009).

Mapeamento dos Campos Sulinos

A primeira iniciativa de mapeamento da vegetação em nível nacional foi realizada entre os anos de 1970 e 1985 pelo Projeto RADAMBRASIL, com base em imagens de radar e trabalhos de campo. A segunda iniciativa ocorreu entre 2004 e 2006, no âmbito do Projeto de Conservação e Utilização Sustentável da Diversidade Biológica Brasileira (PROBIO) do MMA. A partir de imagens Landsat, ano base 2002, foram confeccionados mapas da cobertura vegetal por bioma na escala 1:250.000 (MMA 2007b). Dentro deste arranjo, as áreas mapeadas dos Campos Sulinos foram compartimentadas nos biomas Pampa e Mata Atlântica. O mapeamento do Pampa foi executado pelo Centro de Ecologia da Universidade Federal do Rio Grande do Sul (UFRGS), com apoio da Embrapa (unidades Clima Temperado e Pecuária Sul) (Hasenack 2006, Capítulo 23). O mapeamento da Mata Atlântica foi realizado pelo

Instituto de Estudos Socioambientais do Sul da Bahia (IESB), com a colaboração do Departamento de Geografia da Universidade Federal Fluminense e pelo Instituto de Geociências da Universidade Federal do Rio de Janeiro (Cruz & Vicens 2007). Embora a tipologia da vegetação tenha sido padronizada, as metodologias de classificação das imagens não foram as mesmas nos dois mapeamentos. Logo, a análise conjunta dos resultados encontrados para os remanescentes de Campos Sulinos deve ser feita com cautela em função dos objetivos desejados e levando em conta as dificuldades inerentes à identificação da vegetação herbácea natural partir de imagens Landsat.

Monitoramento dos Campos Sulinos

Em abril de 2009, o MMA e o IBAMA anunciaram um novo projeto destinado ao monitoramento da cobertura vegetal dos biomas brasileiros. Baseado na experiência de monitoramento periódico do desmatamento da Amazônia, o "Projeto de Monitoramento do Desmatamento nos Biomas Brasileiros por Satélite" tem como objetivo central dotar o governo federal de capacidade para o monitoramento da cobertura vegetal dos biomas Cerrado, Caatinga, Mata Atlântica, Pantanal e Pampa (MMA 2008).

O mapeamento dos remanescentes da cobertura vegetal dos biomas brasileiros (MMA 2007b) será considerado o marco zero para o início deste monitoramento e a escala utilizada será de 1:50.000. O projeto é de responsabilidade da Secretaria de Biodiversidade e Florestas do MMA e tem a sua execução técnica a cargo do IBAMA, por meio do Centro de Monitoramento Ambiental (CEMAM).

Programas de conservação da biodiversidade

Existem poucos projetos ou iniciativas dedicados à conservação e uso sustentável da biodiversidade dos Campos Sulinos. Alguns ainda encontram-se em fase de pré-implantação ou em fase final de desenvolvimento.

Iniciativa de conservação dos campos naturais do Cone Sul da América do Sul *(Alianza del Pastizal)*

Denominada *Iniciativa de Conservación de los Pastizales del Cono Sur ou Alianza del Pastizal*, resulta da ação conjunta de quatro instituições fundadoras que participam da Federação *BirdLife International*, a saber: Aves Argentinas, Aves Uruguay, SAVE Brasil e Guyra Paraguay. Atualmente conta com o apoio de várias outras instituições privadas e governamentais, além de organizações internacionais. Nos últimos anos tem incrementado o seu portfólio de atividades, consolidando-se como uma das experiências mais exitosas na região.

Dentre as ações que desenvolvem destacam-se a realização de estudos e o monitoramento de aves ameaçadas de extinção e de aves migratórias, associados à definição de IBAs (Áreas de Importância para Conservação das Aves). Também vem desenvolvendo experiências piloto com produtores rurais para integrar a conservação da biodiversidade no processo produtivo, especialmente na pecuária e agricultura, e difundir novas práticas de manejo com agregação de valor aos resultados da produção.

Na região do bioma Pampa, desenvolvem um projeto conjunto com a Associação dos Produtores de Carne do Pampa Gaúcho da Campanha Meridional (APROPAMPA) que já resultou na publicação do livro Aves do Pampa, um guia das aves encontradas nas fazendas da região de Bagé, e na realização, na mesma cidade, do 1º Encontro de Criadores de Gado em Pastagens Naturais do Pampa do Cone Sul, em novembro de 2007.

Em setembro de 2008, promoveram o *II Encuentro de Ganaderia de Pastizales Naturales del Cono Sur*; em Mercedes, na Argentina e em 2009 está programada para outubro a realização do terceiro, em Assunção, no Paraguai. Estes encontros têm oportunizado um espaço de discussão entre pecuaristas, acadêmicos, técnicos e ambientalistas a fim de avaliar e propor formas de manejo compatíveis com a conservação e a conseqüente geração de produtos de melhor qualidade com a geração de renda.

Informações detalhadas dos projetos e atividades da *Alianza del Pastizal* podem ser consultadas em www.pastizalesdelconosur.org.

Iniciativa para conservação dos campos temperados (TGCI)

Criada em 2006, no âmbito do Grupo de Trabalho em Áreas Protegidas de Campos da Comissão Mundial de Áreas Protegidas (WCPA) da União Internacional para Conservação da Natureza (*International Union for Conservation of Nature* – IUCN), esta iniciativa tem o objetivo de reverter a tendência de perda de biodiversidade e degradação nos campos temperados, por meio (i) da definição e manejo sustentável de áreas protegidas representativas, (ii) do amplo uso de práticas de manejo sustentável fora das unidades de conservação, e (iii) da duplicação do nível de proteção atual (5,5%) até o ano de 2014.

Em junho de 2008 foi realizado o Primeiro Encontro Mundial da Iniciativa de Conservação dos Campos Temperados (TGCI), em Hohhot, na China. Na ocasião, foi elaborada a Declaração de Hohhot (Quadro 28.5) em defesa dos campos temperados (*world temperate grasslands*), onde foram definidas como prioritárias as áreas de campos temperados da América do Sul e da zona contínua de campos do Leste da Ásia, abrangida por Mongólia, China e Rússia (TGCI 2008). Especificamente para a América do Sul, a TGCI identificou quatro regiões de campos temperados: Páramos, Andes Centrais, *Pastizales* do Rio da Prata (Pampa e Campos) e Estepe Patagônica, que correspondem a 11% do continente (TGCI 2008).

Em novembro de 2008, foi realizado o primeiro Encontro Sul-Americano da TGCI, em *San Clemente del Tuyú* na Argentina, promovido pela IUCN-Sul, Fundação Vida Silvestre Argentina e Administração Parques Nacionais da Argentina. Na ocasião foi definida uma estratégia para aumentar o nível de conservação dos campos temperados da América do Sul para o ano de 2014 e constituída a Rede Sul-Americana de Comunicação e Cooperação para a conservação e o uso sustentável dos campos temperados (Michelson 2009).

Quadro 28.5 **Texto da Declaração de Hohhot, China.**

Declaração de Hohhot
XXI Congresso Internacional dos Campos/VIII Congresso Internacional dos Ecossistemas Pastoris
Junho 2008 – Hohhot, Mongolia Interior, China

Nós, os participantes da Iniciativa Mundial para a Conservação dos Campos Temperados, reconhecemos que:

Considerando que os campos nativos temperados provêm serviços ambientais essenciais para a vida na Terra, seja como fonte de alimentos, fibras e de sustento e bem-estar humano, diversidade biológica e cultural, recarga de aqüíferos e seqüestro de carbono, particularmente frente à mudança climática global;

Concordando que os campos nativos temperados são ecossistemas terrestres dominados por vegetação herbácea e arbustiva, mantidos pelo pastejo, fogo, seca e/ou baixas temperaturas, e que todos estes processos são dinâmicos e apresentam grande variabilidade em termos de tempo, extensão, intensidade e localização;

Reconhecendo as oportunidades que os campos nativos temperados oferecem ao prover alimento para a humanidade, é imperativo manter a diversidade genética dos ecossistemas campestres;

Percebendo a importância dos campos nativos temperados para a vida e sobrevivência cultural dos povos indígenas nômades, o valor do conhecimento indígena, bem como a experiência acumulada pelos usuários tradicionais dos campos nativos temperados;

Reconhecendo que os campos nativos temperados estão atualmente entre os ecossistemas mais ameaçados do planeta, tendo sido modificados pela atividade humana até o ponto em que a maioria dos campos já foi transformada, restando muito pouco em estado natural;

Reconhecendo que as áreas remanescentes de campos naturais permanecem ameaçadas tanto por políticas inadequadas, como por práticas insustentáveis de manejo e uso da terra, que levam à perda destes ecossistemas;

Reconhecendo que o êxito na conservação dos campos depende de abordagens de manejo participativo e da colaboração entre todos os setores, para assegurar a integração entre produção e conservação da biodiversidade, e a decorrente provisão contínua de bens e serviços ambientais pelos campos;

Reconhecendo a importância do fortalecimento dos territórios indígenas, das áreas comunitárias de conservação e do estabelecimento de novas áreas protegidas;

Reconhecendo que uma das mais importantes oportunidades de colaboração é a obtenção do reconhecimento social, em escala global, sobre o valor permanente dos campos naturais;

É essencial desenvolver e implementar incentivos para as boas práticas de uso da terra, a restauração e o manejo sustentável dos campos nativos temperados, como forma de garantir seu uso sustentável como ambientes de trabalho saudáveis;

Portanto, nós, participantes do *Workshop* de Hohhot da Iniciativa Mundial pela Conservação dos Campos Temperados e procedentes de cinco continentes e catorze países, declaramos que os campos nativos temperados estão criticamente ameaçados, sendo necessárias ações urgentes para proteger e manter os serviços que eles proporcionam para o sustento da vida humana. Conclamamos todos os setores da sociedade para colaborar com este objetivo.

Projeto Conservação da Mata Atlântica RS

O objetivo principal desta iniciativa é a proteção dos remanescentes da Mata Atlântica situados na porção nordeste do RS. Resultou da parceria entre o Governo do Estado, por meio da Secretaria de Meio Ambiente (SEMA) e o Banco Alemão de Desenvolvimento (*Kreditanstalt für Wiederaufbau Bank*, *KFW*) – contrato nº 2001 65 878 de 19/08/02, no âmbito da cooperação financeira oficial Brasil-Alemanha. Entre 2004 e 2009 foram investidos recursos da ordem de R$ 22.480.000 (vinte e dois milhões e quatrocentos e oitenta mil reais) de contribuição financeira do *KFW* e uma contrapartida equivalente de R$ 22.000.000 (vinte e dois milhões de reais) do Governo Estadual.

Do ponto de vista da conservação dos Campos Sulinos, o projeto possibilitou a implantação de várias unidades de conservação (construção de sedes, confecção de planos de manejo e planos operacionais, regularização fundiária, aquisição de equipamentos, contratação de funcionários, entre outras ações) e a qualificação das operações de fiscalização. Dentre as unidades de conservação que receberam investimentos e que contém áreas importantes de Campos incluem-se: a Estação Ecológica Estadual de Aratinga (em São Francisco de Paula e Terra de Areia), o Parque Estadual do Tainhas (em Cambará do Sul, São Francisco de Paula e Jaquirana), a Área de Proteção Ambiental Rota do Sol (em Cambará do Sul, Itati, Maquiné, São Francisco de Paula, Terra de Areia, Três Forquilhas e Três Cachoeiras), o Parque Nacional dos Aparados da Serra e o Parque Nacional da Serra Geral (em Cambará do Sul) (SEMA 2009).

Ações similares com apoio do *KFW* estão sendo realizadas também em Santa Catarina (Projeto de Proteção da Mata Atlântica) e já foram concluídas no Paraná (Projeto Pró-Atlântica).

Aglomerados Urbanos em Área Protegida – Programa URB-AL

O projeto "Aglomerados Urbanos em Área Protegida: Métodos para promover o desenvolvimento sócio-econômico da população com a tutela da natureza" insere-se no âmbito do Programa URB-AL, que promove o intercâmbio entre cidades da União Européia e da América Latina para o desenvolvimento de parcerias entre agentes locais, intercâmbios e transferência de conhecimentos e experiências sobre temas de interesse mútuo.

Busca promover o desenvolvimento sócio-econômico da população com sustentabilidade ambiental mediante a criação de novas fontes de renda e do fortalecimento das fontes existentes, que valorizem o território, a cultura local e a proteção do meio ambiente em sete municípios do Brasil, Uruguai, Itália e Portugal. As ações previstas incluem também a instalação de unidades demonstrativas, a formação profissional e a promoção comercial das atividades econômicas que protegem o meio ambiente. Do ponto de vista da conservação dos campos o projeto pretende promover integração regional entre as unidades de conservação entre os países vizinhos.

O foco do projeto no Brasil (Alegrete, Santana do Livramento, Rosário do Sul e Quarai) e no Uruguai (Rivera) é o bioma Pampa, especialmente onde situam-se quatro áreas protegidas próximas

da fronteira: a Área de Proteção Ambiental do Ibirapuitã e a Reserva Biológica do Ibirapuitã no Brasil e o *Parque Gran-Bretanha* e *Parque Natural Regional Valle del Lunarejo*, no Uruguai. Com um prazo de quatro anos (2009-2012), o projeto tem um orçamento de 3 milhões de euros (80% disponibilizados a fundo perdido pela Comissão Européia e 20% proveniente dos municípios participantes) (URB-AL 2009).

Projeto Biodiversidade RS

Este projeto é de iniciativa do Governo do Estado do RS, sendo coordenado pela Secretaria de Planejamento e Gestão (SEPLAG), com a participação da SEMA/RS, da FZB, da FEPAM e da Associação Riograndense de Empreendimentos de Assistência Técnica de Extensão Rural (EMATER/RS). Já foi submetido e aprovado junto ao *Global Environment Facility* (GEF), tendo como órgão implementador o Banco Mundial (BIRD) e sua implementação depende de ajustes que estão sendo negociados.

O objetivo deste projeto é promover a conservação e recuperação da biodiversidade em áreas privadas e no entorno de unidades de conservação, mediante o gerenciamento integrado dos ecossistemas e a criação de oportunidades para o uso sustentável dos recursos naturais, com vista ao desenvolvimento regional.

Os recursos financeiros previstos são da ordem de US$ 5 milhões do GEF/BIRD, com uma contrapartida do Governo Estadual de US$ 6,1 milhões. As atividades previstas envolvem (i) a produção e disseminação de informações sobre a biodiversidade e a disponibilização de mecanismos para gerenciar a sua conservação, (ii) a adoção de novas agendas de trabalho e capacitação das comunidades para alterar os modelos hoje em curso, reduzindo as ameaças à biodiversidade, e (iii) adoção de novas práticas que incorporem a biodiversidade nos setores produtivos do âmbito rural. Dentre as práticas, incluem-se ações de controle de espécies exóticas invasoras, conservação de espécies ameaçadas de extinção, implementação de sistemas de informação geográfica e de monitoramento da biodiversidade, atividades pedagógicas e curriculares, realização de zoneamento ecológico-econômico, implantação de unidades demonstrativas de produção sustentável, certificação de sustentabilidade e remoção de riscos à biodiversidade (SEPLAG 2009).

Embora não tenha como foco exclusivo a conservação dos campos, o projeto será desenvolvido predominantemente no bioma Pampa, onde são a principal fisionomia. No total, pretende-se atender 33 municípios, que totalizam 63.428,80 km^2, sendo estabelecidas quatro áreas principais de ação: Quarta Colônia, Campos da Campanha, Escudo Sul-Rio-Grandense e Litoral Médio. A escolha da área de abrangência do projeto levou em consideração o mapa de Áreas Prioritárias para Conservação da Biodiversidade (MMA 2007a) e contempla, total ou parcialmente, 55 destas áreas.

Mobilização social e institucional

Workshop Estado atual e desafios para a conservação dos Campos

Realizado em março de 2006, este evento reuniu dezenas de técnicos e pesquisadores para discutir o estado atual e os desafios para a conservação dos campos do sul do Brasil. O *workshop* foi uma promoção de vários departamentos da Universidade Federal do Rio Grande do Sul (UFRGS). As discussões foram estruturadas em quatro tópicos: (i) "Por que conservar os campos?", (ii) "Qual o estado atual da conservação dos campos?", (iii) "Qual o papel da pecuária na conservação dos campos?", e (iv) "Qual o papel da legislação ambiental na conservação dos campos?". Os resultados do *workshop* foram sistematizados (Pillar *et al.* 2006) e constituem uma importante fonte de consulta para compreender a problemática da conservação dos Campos Sulinos.

Reuniões regionais sobre o bioma Pampa

Uma série de reuniões e seminários promovidos por organizações governamentais (OGs) e não governamentais (ONGs) têm acontecido no bioma Pampa com maior freqüência a partir de 2005, vol-

tados à promoção da sustentabilidade ambiental. O *I Seminário do bioma Pampa: uma proposta de desenvolvimento econômico, ambiental, turístico e cultural* ocorreu em 2005, na cidade de Bagé o *II Seminário do bioma Pampa e I Seminário internacional do bioma Pampa*, em 2006, em Santana do Livramento e o *I Seminário internacional "Pampa & Sustentabilidade: em busca de alternativas produtivas"*, realizado em 2007, na cidade de Pelotas.

Conferência Nacional do Meio Ambiente

A Conferência Nacional do Meio Ambiente é uma iniciativa do Governo Federal que busca ampliar o debate e a participação da sociedade brasileira na formulação de políticas ambientais que assegurem a qualidade ambiental e a sustentabilidade dos recursos naturais. Nas Conferências II e III, respectivamente realizadas em 2005 e 2007, foram contempladas deliberações relacionadas aos Campos Sulinos, por meio da referência ao bioma Pampa.

Em 2005, destacam-se duas deliberações: (i) desenvolver a Agenda 21 para o reconhecimento e valorização do bioma Pampa, e (ii) criar um projeto para o bioma Pampa, no âmbito do MMA, visando à conservação, uso sustentável e repartição de benefícios, bem como a regulamentação e ampliação das unidades de conservação no bioma (MMA 2005). Em 2007, aprovou-se a deliberação para "*Apoiar junto ao Congresso Nacional a aprovação da Emenda Constitucional que reconhece o Pampa, o Cerrado e a Caatinga como Patrimônio Nacional*" (MMA 2007c).

Dia do bioma Pampa

Em 2007, foi instituído o dia 17 de dezembro como o "Dia do bioma Pampa", por meio de Decreto Presidencial. A data escolhida corresponde ao dia do nascimento do ambientalista José Antonio Lutzenberger, em homenagem a sua dedicação e trajetória em defesa da biodiversidade brasileira. Datas comemorativas como esta têm servido de base para a mobilização social em torno da conservação e para o lançamento de iniciativas públicas e privadas.

Resolução sobre conservação dos Campos – IUCN

O Congresso Mundial da Natureza, promovido pela IUCN é o maior e mais importante evento sobre a conservação da natureza. Ocorre a cada quatro anos e busca promover, além da conservação, o manejo dos ambientes naturais para o desenvolvimento econômico, social e humano. Na última edição, realizada em outubro de 2008, em Barcelona, Espanha, contou com a participação de mais de 6.600 lideranças governamentais, do setor público, de organizações não-governamentais, empresariais, de agências da Nações Unidas e outras organizações sociais. Na ocasião foi aprovada uma resolução específica (Quadro 28.6) em prol da conservação dos pampas e campos da América do Sul (IUCN, 2009), que teve como proponentes a *Fundación Vida Silvestre Argentina*, a *Secretaría de Ambiente y Desarrollo Sustentable* – Argentina, e a *Fundación PROTEGER*.

Quadro 28.6 **Resolução aprovada no Congresso Mundial da Natureza – IUCN, em 2008, Barcelona/Espanha.**

Resolución 4.044 Acciones para conservar las pampas y campos de Sudamérica (aprobada como CGR4.MOT066)

TENIENDO PRESENTE que los pastizales del Río de la Plata, conformados por las pampas y campos de Argentina, Uruguay y sur de Brasil, constituyen una de las regiones de pastizales templados más grandes del mundo, con una superficie cercana a 750.000 km^2;

CONSIDERANDO que la biodiversidad de estos pastizales es conspicua, con miles de especies de plantas vasculares de diverso origen, con al menos más de 550 gramíneas; que habitan aquí entre 450 y 500 especies de aves, de las cuales al menos 60 son consideradas estrictas del pastizal; y cerca de un centenar de mamíferos terrestres incluyendo, entre otros, al venado de las pampas, especie emblemática de la región en serio peligro de extinción;

CONOCEDOR de que los sistemas de pastizales proporcionan una amplia gama de bienes y servicios ambientales, en la cual, además de la provisión habitual de carne, leche, lana y cuero que producen los sistemas de pastoreo, se debe contar, entre otros aspectos, la contribución de

los pastizales al mantenimiento de la composición de gases en la atmósfera mediante el secuestro de CO2, su papel en el control de la erosión de los suelos, y como fuente de material genético para una gran cantidad de especies vegetales y animales que constituyen hoy la base de la alimentación mundial;

OBSERVANDO que debido a la importancia que tiene la región como una de las principales áreas de producción agropecuaria del mundo, la superficie cubierta por pastizales en la región ha ido disminuyendo en las últimas décadas a razón de un 1% anual, llegando a ser el reemplazo de pastizales para otros usos (agricultura o forestaciones) de un 10% anual en algunas localidades;

RECORDANDO que el III Congreso Mundial de Parques realizado en 1982 estableció que un bioma, para que se encuentre satisfactoriamente protegido, debe contar con al menos el 10% de su superficie bajo protección;

RECONOCIENDO que pese a las importantes características y funciones antes mencionadas, los pastizales templados son uno de los tipos de biomas con menor nivel de protección a escala global --apenas un 4,59% de su superficie está protegida – y que este panorama es aún más grave en la región de los pastizales del Río de la Plata: Argentina, 1,2%; Uruguay, 0,21%; y Brasil, 2,23%; y

CONSCIENTE de la necesidad de fortalecer las actividades y logros más recientes alcanzados a través de los siguientes esfuerzos de programas e iniciativas:

a. Identificación de Áreas Valiosas de Pastizal en las Pampas y Campos de Argentina, Uruguay y sur de Brasil (Fundación Vida Silvestre Argentina);

b. Áreas importantes para la conservación de las aves en Argentina. Sitios Prioritarios para la conservacion de la biodiversidad (Aves Argentinas);

c. Iniciativa Alianzas del Pastizal, para la conservación de los pastizales del cono sur de Sudamérica (BirdLife International, Aves Argentinas, Aves Uruguay, Save Brasil, Guyra Paraguay);

d. Áreas Prioritárias para Conservação, Uso Sustentável e Repartição de Benefícios da Biodiversidade Brasileira: Atualização (Ministerio do Meio Ambiente, Secretaria de Biodiversidade e Florestas); y

e. Iniciativa para la conservación de los pastizales templados (Grupo de tareas sobre áreas protegidas en pastizales, Comisión Mundial de Áreas Protegidas, UICN);

El Congreso Mundial de la Naturaleza, en su cuarto período de sesiones, Barcelona, España, 5 al 14 de octubre de 2008:

1. PIDE a los Gobiernos de Argentina, Brasil y Uruguay que:

a. intensifiquen los esfuerzos para incrementar la designación de áreas protegidas en los pastizales templados de las pampas y campos de Sudamérica, a fin de incrementar al 10% la superficie protegida; y

b. desarrollen y promuevan prácticas de uso y manejo de pastizales naturales, que apunten a establecer agroecosistemas capaces de proporcionar y sostener los diversos servicios ambientales y la vida silvestre de los pastizales templados de las pampas y campos de Sudamérica;

2. INSTA a las agencias pertinentes de los Gobiernos de Argentina, Brasil y Uruguay a:

a. desarrollar políticas integradas de manejo y conservación, particularmente para aquellas especies amenazadas de los pastizales templados de las pampas y campos de Sudamérica; y

b. instalar en sus agendas el desarrollo de acciones para la conservación y uso sostenible de los pastizales naturales y sensibilizar a la opinión pública acerca de su importancia;

3. SOLICITA a los organismos de financiamiento internacional que promuevan el apoyo a las iniciativas tendientes a la conservación de los pastizales templados de las pampas y campos de Sudamérica, en apoyo a las prioridades regionales que los Gobiernos miembros definan oportunamente; y

4. INSTA a las organizaciones no gubernamentales interesadas a tomar conciencia de la necesidad de preservar los pastizales templados de las pampas y campos de Sudamérica, y a promover el entendimiento de que los mismos sostienen una serie de servicios ambientales relevantes para la sociedad;

Además, el Congreso Mundial de la Naturaleza, en su cuarto período de sesiones, Barcelona, España, del 5 al 14 de octubre de 2008, ofrece la siguiente orientación para la ejecución del Programa 2009-2012:

5. SOLICITA a la Comisión de Derecho Ambiental que asista a los Estados Miembros que soliciten asesoramiento para las leyes ambientales que sean apropiadas.

Redes de pesquisa, desenvolvimento tecnológico e inovação

A produção de conhecimento científico sobre os Campos Sulinos é um fator decisivo para compreender a estrutura e o funcionamento deste sistema ecológico, fundamentar as políticas de conservação da sua biodiversidade e promover o desenvolvimento sustentável a partir da valorização da suas potencialidades naturais. A região sul do Brasil concentra boa parte das instituições nacionais de pes-

quisa e de formação de recursos humanos. Somente no RS, existem 47 instituições que abrigam um total de 367 especialistas (pesquisadores, gestores ambientais, extensionistas e técnicos) de alguma forma envolvidos com a biodiversidade dos biomas Pampa e Mata Atlântica, nas áreas de taxonomia, ecologia, conservação da natureza, gestão ambiental, produção animal e vegetal, e de sociologia e desenvolvimento rural. A falta de programas de fomento, indutores de pesquisas sobre as formações campestres tem subaproveitado o potencial humano disponível na região e limitado uma compreensão ainda mais abrangente destes sistemas ecológicos. A despeito disso, existem alguns grupos multidisciplinares organizados em torno dos Campos Sulinos.

Grupo Campos – Grupo Técnico em Forrageiras do Cone Sul

Trata-se de um grupo informal, constituído por pesquisadores e técnicos da Argentina, Brasil e Uruguai que se organizam principalmente em torno da geração de conhecimento sobre a produção animal baseada nas pastagens naturais do "bioma Campos" (campos temperados do cone sul da América do Sul), e também com temas correlatos. A iniciativa conta com o apoio da FAO – Organização das Nações Unidas para Agricultura e Alimentação.

A primeira reunião do grupo foi em 1997, em Mercedes na Argentina e a XXII em 2008, na cidade de Minas no Uruguai. Entre seus objetivos estão o estímulo à integração regional e o intercâmbio técnico e científico, especialmente pela formação de grupos de trabalho e de programas cooperativos de pesquisas (Mittellmann & Reis 2006). Os anais das reuniões contêm trabalhos completos e resumos, e são uma importante fonte de consulta técnica.

GEPAN – Grupo de Estudos de Pastagens Naturais

Criado em 1982, trata-se de um grupo informal de pesquisadores de universidades, institutos de pesquisa, cooperativas e empresas, dedicados à realização de pesquisas sobre as pastagens naturais no sul do Brasil. A organização do Simpósio: "O Futuro dos Campos: conservação e uso sustentável", realizado em 2009, e a publicação deste livro são iniciativas emanadas deste grupo.

Simpósio de Forrageiras e Produção Animal

Este evento é promovido pelo Departamento de Plantas Forrageiras e Agrometeorologia da UFRGS. Tem como finalidade manter um contato com o público relacionado a este tema (estudantes, produtores rurais, técnicos, etc.), a partir dos resultados das pesquisas sobre produção animal em pastagens naturais dos Campos Sulinos.

Realizado a partir de 2006, apresenta a cada ano uma ênfase temática particular: "*Importância e potencial produtivo da pastagem nativa*", em 2006; "*Sustentabilidade produtiva do bioma Pampa*", em 2007 e "*Divulgação e aplicação de resultados de pesquisa sobre a utilização da pastagem nativa no sul do Brasil*", em 2008.

A busca da produção animal com sustentabilidade ambiental a partir da valorização e aproveitamento da biodiversidade dos Campos Sulinos é o contexto sobre o qual se estrutura o Simpósio. Todas as apresentações são publicadas na forma de artigos completos em Anais (www.ufrgs.br/agropfagrom), incluindo pesquisas recentes, informações sobre a biodiversidade, estudos de caso e aspectos práticos e aplicados da produção animal.

Uso sustentável dos Campos Sulinos I: pecuária

A pecuária tem sido tradicionalmente praticada sobre os Campos Sulinos de forma extensiva e mediante o aproveitamento da sua vegetação nativa. Este uso econômico das pastagens naturais tem colaborado com a conservação dos campos ao impedir um avanço maior da fronteira agrícola. No entanto, nem toda a atividade pecuária pode ser considerada tacitamente sustentável simplesmente por realizar-se sobre os campos naturais. O excesso de carga animal e a utilização

excessiva de pastagens à base de espécies exóticas são fatores que têm contribuído para a degradação dos campos.

A incorporação de novas práticas de manejo que permitam o aumento da produtividade e da geração de renda, de forma ambientalmente sustentável, a partir desta atividade econômica representa uma perspectiva formidável para a conservação dos campos. Pesquisas e tecnologias desenvolvidas em instituições de pesquisa da região demonstram que isto é possível (veja Capítulos da Parte 3), desde que políticas públicas e privadas específicas sejam capazes de promover a transformação da realidade atual da produção pecuária na região.

Algumas experiências recentes apontam nesta perspectiva e vêm se constituindo nos pilares do desenvolvimento de uma cultura de produção pecuária sustentável nos Campos Sulinos. Pesquisas sobre o efeito destas práticas sobre a biodiversidade são necessárias para que objetivos explícitos de conservação da biodiversidade possam ser quantificados e aperfeiçoamentos nos procedimentos de manejo eventualmente incorporados.

Indicação de Procedência – Carne do Pampa Gaúcho

Uma experiência recente, e bastante exitosa, de produção de carne sustentável vem sendo desenvolvida pela Associação dos Produtores de Carne do Pampa Gaúcho da Campanha Meridional (APROPAMPA). Trata-se de uma entidade sem fins lucrativos, de caráter cultural, social e de pesquisa, formada por produtores rurais, indústria frigorífica, varejo e outros agente ligados direta ou indiretamente à cadeia da bovinocultura de corte na região da Campanha, no RS.

Em dezembro de 2006, obtiveram de forma inédita junto ao Instituto Nacional da Propriedade Industrial (INPI) o reconhecimento da Indicação de Procedência (IP), "Pampa Gaúcho da Campanha Meridional" para a carne produzida dentro de regramentos específicos de produção, dentre eles: abate até os 36 meses, criação em pastagem nativa, ausência de suplementação e confinamento na alimentação. Além disso, os animais devem ser puros das raças 'Angus' ou 'Hereford' ou resultantes do cruzamento entre elas, com rastreabilidade desde o nascimento.

A Indicação de Procedência é uma modalidade de Indicação Geográfica, estabelecida na Lei de Propriedade Industrial nº 9.279/1996, que protege a relação entre o produto e sua reputação em função de sua origem geográfica específica, neste caso a Campanha Meridional do Pampa Gaúcho. Funciona como uma certificação, na qual os produtores da APROPAMPA têm o direito exclusivo de rotular seus produtos com a indicação de procedência, e com isso obter uma diferenciação qualificada junto ao consumidor. Este pode ainda obter informações sobre o produto (data do abate, a idade do animal, a alimentação, etc.) no sítio www.carnedopampagaucho.com.br.

Projeto Redes de Referência

Iniciado em 2006, o "Projeto Redes de Referência", integra o Programa "Juntos para Competir", uma parceria entre o Serviço Nacional de Aprendizagem Rural (SENAR), o Serviço de Apoio às Micro e Pequenas Empresas (SEBRAE) e a Federação da Agricultura do Estado do Rio Grande do Sul (FARSUL). Tem como objetivo demonstrar ao produtor rural como as novas tecnologias de produção pecuária extensiva sobre as pastagens naturais podem resultar em aumento efetivo da produtividade.

Para assegurar um efeito irradiador, foram selecionadas propriedades em diferentes regiões do RS (Santana do Livramento, Lavras do Sul, Herval, São Francisco de Paula, Arroio Grande, São Borja, Vacaria e Uruguaiana), denominadas de Unidades de Referência. Em cada uma delas, técnicos especializados realizam um planejamento técnico-financeiro, envolvendo o diagnóstico do sistema de produção, a definição de metas e das correspondentes ações de intervenção relacionadas à capacidade de suporte das pastagens, à composição e evolução do rebanho e ao planejamento forrageiro

por categoria animal. Além do acompanhamento periódico, são realizados dias de campo e publicados informativos técnicos (Santos *et al.* 2008).

Esta experiência de extensão rural notabiliza-se pela sólida fundamentação científica, que decorre de décadas de pesquisas realizadas por universidades e institutos de pesquisa da região (UFRGS, UFPEL, UFSM, EMATER/RS, EMBRAPA e FEPAGRO), e também pela versatilidade, já que as recomendações técnicas são definidas em função das singularidades do binômio propriedade-produtor. Os resultados iniciais da implementação deste projeto são animadores e revelam a grande potencialidade desta metodologia de extensão rural que, se fosse devidamente aplicada em toda a região dos Campos Sulinos, poderia desencadear um ciclo de desenvolvimento sustentável com garantia de conservação da biodiversidade.

Programa Melhoramento de Campos Naturais do Planalto Serrano Catarinense

A constatação de que a inviabilidade econômica dos sistemas tradicionais de produção pecuária na região do Planalto Sul Catarinense vinha determinando a conversão dos campos para outros tipos de cobertura vegetal e a perda da oportunidade de desenvolvimento a partir da vocação natural da região foi a base para o desenvolvimento deste programa.

Instituído a partir de 1998, numa parceria entre a Empresa de Pesquisa Agropecuária e Extensão Rural de Santa Catarina (EPAGRI) – Estação Experimental de Lages e a Associação dos Municípios da Região Serrana (AMURES), tem procurado valorizar os campos naturais, mediante a assistência técnica ao produtores rurais para implementação de novas práticas de manejo da pecuária e melhoramento do campo nativo, tais como: subdivisão das invernadas, diferimento, mineralização proteinada de inverno, roçadas, ajuste da carga animal e introdução de espécies de alto valor forrageiro. A realização de dias de campo, cursos para técnicos, seminários regionais e a divulgação dos resultados obtidos nas propriedades pelos meios de comunicação integram as estratégias de disseminação destas tecnologias (Prestes & Córdova 2008).

Em 2003, o programa foi premiado pelo Programa Gestão Pública e Cidadania promovido pela Fundação Getúlio Vargas, Fundação Ford e BNDES, tendo sido adotado no mesmo ano pelo Governo Estadual, com abrangência para todo o estado de Santa Catarina e com uma linha de crédito específica do Banco Regional de Desenvolvimento do Extremo Sul (BRDE).

Um levantamento dos resultados obtidos em dezoito municípios do Planalto Sul Catarinense indica que 1.093 propriedades aderiram ao programa, totalizando 14.540 ha de pastagens naturais melhoradas. Maiores informações sobre esta importante iniciativa podem ser obtidas em Prestes & Córdova (2008) e no livro "Melhoramento e Manejo de Pastagens Naturais do Planalto Catarinense" (Córdova *et al.* 2005).

Programa Regional de Melhoramento do Campo Nativo

Esta iniciativa surge da experiência de extensão rural da EMATER/RS com o melhoramento do campo nativo no município de São Francisco de Paula, RS, iniciada em 1992. Com o objetivo de reverter os baixos índices de produtividade da pecuária tradicional, foram obtidos resultados expressivos como a produção de até 400 kg/ha/ano de carne de qualidade e um aumento significativo na produção de queijo serrano, um produto típico da região (EMATER/RS 2009).

O programa foi instituído em 2000, no âmbito do Plano Estratégico de Desenvolvimento da Microrregião Homogênea dos Campos de Cima da Serra (São Francisco de Paula, Cambará do Sul, Jaquirana, Bom Jesus e São José dos Ausentes), numa cooperação entre EMATER/RS, prefeituras, sindicatos e associações rurais, além de outras entidades. Nos dois primeiros anos já contava com a participação de 200 produtores em uma área equivalente a 3.000 ha (Messias & Ries 2002).

Programa de Pecuária Familiar

Este programa integra as ações de extensão rural da EMATER/RS e busca a melhoria da produção, com ênfase na alimentação animal, melhoramento genético, inserção no mercado e agregação de valor. Embora a maior ênfase seja sobre o incremento genético dos rebanho bovino e ovino, o programa prevê práticas de melhoramento de campo nativo. Os resultados alcançados em 2007 incluem: a formação de 28 grupos de comercialização, agregando 1870 produtores, o melhoramento de campo nativo em 16.361 ha, com assistência a 1.665 produtores e o melhoramento genético, via assistência a 455 produtores em seleção de matrizes e a 688 produtores pelo uso de touros melhoradores (EMATER/RS 2008).

No que se refere ao foco de atuação do programa estima-se que a pecuária familiar no RS envolva cerca de 50.000 famílias que vivem no campo e têm a criação de bovinos de corte/ovinos com sua principal fonte de renda ou ocupando a maior parte do seu estabelecimento rural. Com propriedades de até 300 ha, os pecuaristas familiares detêm um rebanho de cerca de 3 milhões de cabeças de gado (EMATER/RS 2009).

Tratativas recentes vêm sendo desenvolvidas pela Secretaria da Agricultura, Pecuária, Pesca e Agronegócio (SEAPPA), a Fundação Estadual de Pesquisa Agropecuária (FEPAGRO), a Federação dos Trabalhadores na Agricultura do RS (FETAG), em conjunto com EMATER/RS para fortalecimento da pecuária familiar. Trata-se de uma excelente oportunidade para estimular a adoção de tecnologias de produção baseadas no manejo das pastagens naturais.

Uso sustentável dos Campos Sulinos II: turismo rural e turismo ecológico

O turismo rural, o turismo de aventura e o turismo ecológico constituem importantes alternativas econômicas para os Campos Sulinos. A cultura pampeana e a cultura serrana entrelaçam-se com as características ambientais da região, gerando uma combinação singular que representa grande parte da identidade cultural da região sul do Brasil. O crescimento desta atividade econômica depende, além da prestação de bons serviços aos turistas, principalmente da manutenção das paisagens naturais em cada região.

O turismo rural ainda é incipiente na região dos Campos Sulinos. No entanto, já há uma capacidade instalada, com vários estabelecimentos atuantes, organizados em regiões, rotas e roteiros turísticos. No RS, destacam-se a Região Turística Pampa Gaúcho, com o *Roteiro Martin Fierro* e o *Caminho Farroupilha*, *Cultura e Tradição Gaúcha*, e a Região Turística Serra Gaúcha, com a *Rota dos Campos de Cima da Serra*. A fim de impulsionar esta atividade, recentemente foi instituída a "Política Estadual de Fomento ao Turismo Rural no Estado do Rio Grande do Sul" (Lei nº 12.845, de 26/11/2007). Um guia de turismo rural (disponível em www.turismo.rs.gov.br) lista os estabelecimentos que integram cada uma destas regiões (SETUR 2009).

A fim de incrementar o fluxo de turistas de forma organizada e sustentável na região do Pampa Gaúcho, a partir da valorização da cultura regional, o SEBRAE/RS vem desenvolvendo o projeto "Desenvolvimento Turístico do Pampa Gaúcho". As ações deste projeto têm alcançado um grande número de pousadas rurais, restaurantes, agências de turismo, artesãos, museus e casas de cultura, localizados em 11 municípios da região da Campanha e da fronteira oeste do RS (Alegrete, Bagé, Caçapava do Sul, Dom Pedrito, Quarai, Itaqui, Rosário do Sul, Santana do Livramento, São Borja, São Gabriel e Uruguaiana) (SEBRAE/RS 2009).

Também encontra-se em fase de elaboração por parte da Fundação CEPA – uma ONG argentina, a inclusão de uma nova etapa do Programa "*Camino del Gaucho*" (www.caminodelgaucho.com.ar), abrangendo o Uruguai e o Brasil. Esta iniciativa regional busca valorizar e conservar a paisagem da cultura gaúcha no Cone Sul (Brasil, Argentina e Uruguai) (Pesci & Pesci 2007).

A Rota dos Campos de Cima da Serra (www.rotacamposdecimadaserra.com.br) foi instituída em 2001 com a criação do Consórcio de Desenvolvimento Sustentável da Região dos Campos de Cima da Serra (Condesus Campos de Cima da Serra). Trata-se de uma associação de municípios (São Francisco de Paula, Cambará do Sul, Jaquirana, Monte Alegre dos Campos, São José dos Ausentes, Bom Jesus e Vacaria) que busca promover o potencial turístico da região e gerenciar a Rota. Complementarmente, o SEBRAE/RS também desenvolve o Projeto de Desenvolvimento da Rota Turística dos Campos de Cima da Serra com ações direcionadas às micro e pequenas empresas de hospedagem, gastronomia, entretenimento, agências de turismo e propriedades rurais com vistas à melhoria da qualidade dos produtos e serviços oferecidos e também buscando a diversificação da procedência dos turistas.

O potencial ecoturístico dos Campos Sulinos também já foi identificado na definção dos Pólos de Desenvolvimento do Ecoturismo – áreas com grande potencial ecoturístico, definidas pelo Instituto Brasileiro de Turismo (Embratur) em conjunto com o Instituto de Ecoturismo do Brasil (IEB). Consistem em localidades onde as atividades de ecoturismo já são praticadas com algum nível de sucesso ou que apresentam grande potencial para esta modalidade turística. Três pólos da Região Sul encontram-se nas áreas de Campos Sulinos: (i) Pólo Ecoturístico da Serra Gaúcha – abrange o complexo turístico de Canela e Gramado até os Parques Nacionais de Aparados da Serra e da Serra Geral, (ii) Pólo Ecoturístico Planalto Serrano, nos municípios de Lages, São Joaquim e Urubici em SC, inclui o Parque Nacional de São Joaquim e as serras adjacentes, (iii) Pólo Ecoturístico Campos Gerais, nos municípios de Ponta Grossa, Castro e Tibagi no PR, inclui os Parques Estaduais de Vila Velha e Guartelá. Para gerenciar e apoiar o desenvolvimento dos Pólos de Ecoturismo no Brasil, o Ministério do Turismo e a EMBRATUR instituíram o Comitê Gestor do Programa Pólos de Ecoturismo do Brasil (Deliberação Normativa n° 430/02).

Os Parques Nacionais dos Aparados da Serra e da Serra Geral (RS) e de São Joaquim (SC), incluem-se entre os principais destinos ecoturísticos do Brasil, especialmente a partir dos investimentos realizados em infra-estrutura e recepção de visitantes. Isto tem promovido a diversificação econômica da região e incrementado a oferta de empregos, a partir da criação de pousadas, agências de ecoturismo, restaurantes e de outros serviços para atendimento ao turista. No caso do bioma Pampa, a ausência de unidades de conservação, como os parques nacionais, tem limitado o desenvolvimento econômico em torno desta modalidade turística. Cabe referenciar ainda para a região pampeana a existência de vários outros atributos de ordem histórico-cultural, que constituem importantes referências nacionais e internacionais, com grande potencial para o desenvolvimento turístico.

Planejamento da conservação da biodiversidade

As iniciativas de planejamento e ordenamento territorial com vistas à conservação da biodiversidade nos Campos Sulinos são bastante recentes. Ao todo foram produzidos, até 2009, três esforços com perfil regional abrangente.

Áreas prioritárias para a conservação da biodiversidade

A primeira iniciativa nacional de definição de Áreas prioritárias para Conservação, Uso Sustentável e Repartição de Benefícios da biodiversidade brasileira foi desenvolvida entre 1997 e 2000 pelo MMA, juntamente com diversas instituições governamentais e não-governamentais, no marco de implementação das disposições da Convenção sobre Diversidade Biológica (CDB). Os Campos Sulinos foram tratados no *Workshop* Avaliação e Ações Prioritárias para Conservação dos Biomas Floresta Atlântica e Campos Sulinos, realizado em Atibaia, SP, em agosto de 1999, com a presença de mais de 250 especialistas. Foram elaborados mapas de áreas prioritárias por categoria biológica (flora, invertebrados, répteis e anfíbios, aves, mamíferos, peixes, fatores abióticos, pressão antrópica, planejamento regional, áreas protegidas, estratégias de conservação, e educação ambiental).

Posteriormente estas informações foram sintetizadas num mapa geral de áreas prioritárias e definidas estratégias de conservação (MMA 2002). Estas áreas prioritárias passaram a ser oficialmente reconhecidas pelo Decreto n° 5.092, de 21/05/2004 e instituídas pela Portaria n° 126/MMA, de 27/05/2004.

A partir de 2005 teve início a atualização das áreas prioritárias, tendo o Mapa de Biomas do IBGE (IBGE 2004) como base geográfica e com a adoção de uma metodologia heterodoxa, que combina princípios de planejamento sistemático para conservação e seus critérios básicos (representatividade, persistência e vulnerabilidade dos ambientes) com a priorização do processo participativo de negociação e formação de consenso entre atores com distintas perspectivas (pesquisadores, ambientalistas, comunidades locais, empresários, gestores públicos, etc.). Numa primeira etapa, foram realizadas reuniões técnicas durante o primeiro semestre de 2006 para definir os alvos de conservação e as metas para a elaboração de um Mapa de Áreas Relevantes para a Biodiversidade. Com base nestes subsídios foram então realizados os Seminários Regionais por bioma, no segundo semestre de 2006. Os mapas finais com as novas áreas prioritárias foram submetidos à chancela da CONABIO – Comissão Nacional de Biodiversidade (Deliberação n°46, de 20/12/2006) sendo oficializadas por meio da Portaria MMA n°9, de 23/01/2007. Neste processo de atualização os Campos Sulinos estão representados em diversas das novas áreas prioritárias definidas tanto no bioma Pampa, como no bioma Mata Atlântica.

Áreas importantes para conservação dos Campos (*Áreas Valiosas de Pastizal* – AVPs)

Coordenada pela *Fundación Vida Silvestre Argentina*, e com o apoio da *J.M.Kaplan Fund*, esta iniciativa contou com a participação de 147 pesquisadores de instituições da Argentina (38), do Brasil (13) e do Uruguai (5). Resultou no diagnóstico, inventário e mapeamento das formações campestres consideradas mais importantes para a conservação da biodiversidade (*Áreas Valiosas de Pastizal – AVPs*) em toda a região do Rio da Prata, incluindo os pampas e campos da Argentina, Uruguai e do Brasil (Bilenca & Miñarro 2004). Ao todo 10 áreas foram identificadas nos Campos Sulinos, cinco delas localizadas no bioma Pampa e cinco no bioma Mata Atlântica (Tab. 28.3)

▼ Tabela 28.3 | Lista das *Áreas Valiosas de Pastizal* (AVPs) nos Campos Sulinos (baseado em Bilenca & Miñarro 2004).

Denominação	AVP nº	Estado	Área (ha)	Bioma
Campos da Região de Bagé	35	RS	67.200	Pampa
Refúgio de Vida Silvestre Morro Santana	36	RS	370	Pampa
Itaroquém	37	RS	20000	Pampa
Campos da Fronteira Oeste	38	RS	770.000	Pampa
Serra do Sudeste	39	RS	30.000	Pampa
Campos de São Joaquim	60	SC	356.500	Mata Atlântica
Campos de Urubici	61	SC	42.900	Mata Atlântica
Campos de Palmas	62	PR/SC	161.800	Mata Atlântica
Campos Gerais Norte	63	PR	59.600	Mata Atlântica/Cerrado
Campos Gerais Sul	64	PR	48.700	Mata Atlântica

Outras duas AVPs identificadas ao norte do PR: Campos Naturais de Piraí do Sul (AVP 65), 400 ha, e a Fazenda 4N (AVP 66), 5.500 ha, ambas no município de Piraí do Sul, situam-se no bioma Cerrado. A ausência de AVPs para a parte norte do RS decorre da prioridade dada, no caso do RS, aos campos do bioma Pampa, já que integram a região dos Campos do Rio da Prata.

Em 2006, duas destas AVPs – Campos de Palmas e Campos Gerais Sul – foram parcialmente protegidas com a criação de duas novas unidades de conservação federais de proteção integral: o Refúgio de Vida Silvestre Campos de Palmas, situado nos municípios de Palmas e General Carneiro - PR, com 16.600 ha e o Parque Nacional dos Campos Gerais, nos municípios Ponta Grossa, Castro e Carambeí - PR, com 21.400 ha.

Áreas importantes para a conservação das aves (IBAs)

Iniciada em 2001, por iniciativa da SAVE Brasil (Sociedade para Conservação das Aves do Brasil) e da *BirdLife International*, resultou na identificação de áreas relevantes para a conservação de aves nos estados que compõem o Domínio da Mata Atlântica (Bencke *et al.* 2006). Dentre os critérios para enquadramentos das áreas incluem-se a presença de espécies globalmente ameaçadas de extinção, espécies de distribuição restrita, espécies restritas ao bioma ou espécies congregantes, além da importância do local para outras espécies da fauna e da flora, da probabilidade do local receber proteção efetiva e do quanto a área se ajusta a uma rede nacional de conservação. No total, 14 IBAs foram estabelecidas em áreas que contém extensões de Campos Sulinos (Capítulo 7).

Zoneamento e licenciamento ambiental

Alguns países vêm gradualmente adotando o ordenamento territorial e a avaliação ambiental estratégica como instrumentos de planejamento ambiental de modo articulado ao licenciamento ambiental de empreendimentos ou atividades pontuais. Isto tem permitindo que as avaliações locais sobre atividades com impacto ambiental possam incorporar a sua dimensão regional como fator de ponderação, resultando em decisões que levam em consideração múltiplos critérios (ambientais, sociais e econômicos) em diferentes escalas espaciais.

Zoneamento ecológico-econômico e Avaliação ambiental integrada

Até o momento inexiste um zoneamento ecológico-econômico para a região dos Campos Sulinos, ainda que sua realização tenha previsão legal de acordo com a Lei nº 6.938/1981, que estabelece o zoneamento como um dos instrumentos da Política Nacional do Meio Ambiente e com o Decreto nº 4.297/2002, que o regulamenta.

A falta de um instrumento de ordenamento territorial impede uma mediação adequada entre o sistema de regulação governamental e as iniciativas dos atores econômicos. Muitas atividades incompatíveis com a vocação ecológica desta região terminam por ser implementadas e atividades compatíveis deixam de ser promovidas e estimuladas pela ausência deste instrumento.

A avaliação ambiental estratégica começou a ser implementada em algumas bacias hidrográficas no sul do Brasil por parte dos órgãos licenciadores, para fundamentar o licenciamento ambiental de hidroelétricas (FEPAM 2001, 2004). Abordagens com esta visão necessitam ser estimuladas para o licenciamento de atividades com potencial impacto ambiental sobre os Campos Sulinos.

Zoneamento ambiental da silvicultura (ZAS)

Para compatibilizar a conservação da biodiversidade com desenvolvimento econômico, no âmbito de paisagens dominadas pelos Campos Sulinos, a Secretaria Estadual do Meio Ambiente do RS (SEMA/RS), por meio da Fundação Estadual de Proteção Ambiental (FEPAM) e da Fundação Zoobotânica do Rio Grande do Sul (FZB), elaborou uma proposta de Zoneamento Ambiental para Atividade de Silvicultura (SEMA/RS *et al.* 2007, Quadro 28.7). A metodologia adotada contemplou três etapas: (i) a definição de zonas com máxima homogeneidade em termos de características naturais (relevo, flora, fauna, etc.), denominadas de Unidades de Paisagem Natural (UPNs), (ii) o cálculo de um índice de vulnerabilidade ambiental para cada uma delas com base no potencial impacto da silvicultura, (iii) a proposição de limites aos plantios de árvores exóticas nas propriedades rurais, de acordo com o seu tamanho e a UPN onde se localizava.

Ao todo, o RS foi dividido em 45 UPNs. A vulnerabilidade ambiental para cada uma delas foi calculada em função das variáveis: disponibilidade hídrica, grau de conservação dos campos naturais, espécies ameaçadas da fauna e da flora e presença de atrativos turísticos naturais. Esta iniciativa foi inédita ao considerar os Campos Sulinos no algoritmo para o cálculo do índice de vulnerabilidade em cada UPN. Ao final, 18 tiveram alta, 15 média e 12 baixa restrição à atividade da silvicultura. Critérios

adicionais como a conservação dos campos nativos remanescentes, nos estágios médio e avançado de regeneração, a proteção de áreas de importância reconhecida para novas unidades de conservação ou para a conservação de aves, e faixas de proteção nos afloramentos rochosos, banhados, morros testemunhos e monumentos de interesse paisagístico e cultural, rotas turísticas e sítios paleontológicos, também integram a proposta.

Quadro 28.7 Uma breve história do ZAS

A necessidade de um zoneamento para as atividades de licenciamento da silvicultura foi estabelecida em um Termo de Ajustamento de Conduta (TAC) entre a FEPAM e o Ministério Público Estadual (MPE), assinado em maio de 2006, em razão da magnitude e abrangência dos investimentos e áreas previstas para a implantação dos projetos de silvicultura e celulose no RS. A proposta técnica de zoneamento (SEMA 2007) foi encaminhada para deliberação por parte do Conselho Estadual do Meio Ambiente do RS (CONSEMA) em dezembro de 2006.

Considerada muito restritiva por empreendedores e setores governamentais estaduais, foram retiradas da proposta grande parte das restrições por ocasião da adoção oficial do ZAS em abril de 2008 (Resolução CONSEMA n° 187). Em função disso, o Ministério Público Estadual (MPE) ajuizou, em junho de 2008 uma Ação Civil Pública contra a FEPAM e o Estado do RS. Disto resultou um acordo prevendo a reavaliação do ZAS, agora com base em proposta técnica alternativa da FZB (FZB 2008), contendo limites máximos de ocupação pela silvicultura em cada UPN, tamanhos máximos para os maciços florestais e distanciamentos mínimos, para assegurar a conservação da matriz campestre e a sua conectividade natural. Em outubro de 2008, a Justiça Estadual acatou as motivações elencadas pelo MPE e determinou à FEPAM que obedecesse, quando da emissão de novas licenças ambientais para a silvicultura, os regramentos estabelecidos na proposta de ZAS elaborada pela FZB até nova deliberação do CONSEMA.

Este tema carece de conclusão, tendo sido recentemente retomada a fase de reanálise técnica do ZAS. Independente do resultado final, o mérito e o ineditismo da proposta original reside na incorporação de critérios técnicos objetivos para a conservação dos Campos Sulinos e do emprego do instrumental teórico da biologia da conservação e da ecologia de paisagem como forma de assegurar a viabilidade ambiental desta atividade econômica.

III. Considerações finais

Praticamente todas as iniciativas de conservação com foco nos Campos Sulinos são muito recentes. Embora todas sejam importantes, caracterizam-se pela pequena escala de abrangência, o que as torna insuficientes para deter a atual tendência de perda de seus hábitats.

A conversão indiscriminada dos campos para outros usos, especialmente para a agricultura e a silvicultura, mesmo em regiões impróprias para estas culturas, é reflexo de um contexto econômico-cultural que não tem sido capaz de incorporar a variável ambiental nas iniciativas de desenvolvimento.

A falta de reconhecimento e valorização dos campos como ecossistemas com especificidades ambientais e sócio-culturais locais, o desrespeito às normas ambientais e a falta de políticas públicas que priorizem a conservação e uso sustentável destas formações vegetais têm contribuído para compor este cenário.

A estratégia de proteção mediante a criação de unidades de conservação tem sido muito pouco utilizada e merece toda a prioridade, não apenas no bioma Pampa, mas também na região dos Campos de Cima da Serra no RS, no sudeste de SC e no centro-sul do PR, exatamente onde se localizam as maiores extensões de campos nativos.

No entanto, é bastante alentador perceber que aos poucos tem havido um reconhecimento crescente sobre a importância dos Campos Sulinos. Esta situação ocorre principalmente por meio da mobilização social e institucional com vistas à discussão e desenvolvimento de ações de proteção dos campos. Muitas destas ações visam a alternativas econômicas sustentáveis, como a pecuária sustentável e o turismo rural e ecológico. Outro bom exemplo foi o movimento que integrou governo e sociedade civil culminando com a criação de novas unidades de conservação de proteção integral no Paraná e Santa Catarina em 2006. A mobilização em torno do futuro do bioma Pampa em função do ZAS também tem servido de aprendizado sobre a necessidade do diálogo e negociação permanente entre todos os setores da sociedade.

Do ponto de vista da conservação fora das áreas protegidas, não há como vislumbrar a manutenção das paisagens campestres de forma dissociada da atividade pecuária extensiva. Mas, para que efeti-

vamente se consolide como atividade sustentável e economicamente competitiva, urge a implementação de uma política pública consistente, com instrumentos de crédito, assistência técnica, transferência de tecnologia e abertura de mercados direcionada para os Campos Sulinos. O mercado internacional cada vez mais exige produtos oriundos de regiões que promovem atividades compatíveis com o desenvolvimento sustentável nas dimensões econômica, social, cultural e ambiental.

Outras iniciativas importantes que deveriam compor a pauta de uma agenda política sócio-ambiental para os Campos Sulinos incluem: (i) a difusão do conhecimento e valorização dos seus atributos ecológicos, sócio-econômicos e culturais para o conjunto da sociedade, (ii) a realização de inventários sobre a biodiversidade e o monitoramento periódico da cobertura vegetal, (iii) a definição de instrumentos de ordenamento territorial, (iv) o fomento às atividades que promovem o uso sustentável dos campos, como o turismo rural e o ecoturismo, (v) o apoio às atividades de pesquisa e extensão voltadas principalmente à biologia, ecologia e uso sustentável e (vi) uma maior integração entre instituições em torno de objetivos comuns.

Finalmente, há de se considerar ainda as possibilidades de integração de ações e trocas de experiências com a Argentina, Uruguai e Paraguai, com os quais se compartilha este sistema ecológico, mas também com os países de outros continentes que também detém ainda extensões importantes de campos temperados.

Referências

Ab'Sáber A. & Marigo L.C. 2006. *Ecossistemas do Brasil*. Metalivros, São Paulo, 300 p.

APROPAMPA (Associação dos Produtores de Carne do Pampa Gaúcho da Campanha Meridional). 2009. Indicação de Procedência da Campanha Meridional. URL www.carnedopampagaucho.com.br

Bilenca D.N. & Miñarro F. 2004. *Identificación de Áreas Valiosas de Pastizal (AVPs) en las Pampas y Campos de Argentina, Uruguay y sur de Brasil*. Fundación Vida Silvestre Argentina, Buenos Aires, 352 p.

Brandão T., Trevisan R. & Both R. 2007. Unidades de Conservação e os Campos do Rio Grande do Sul. *Revista Brasileira de Biociências* 5: 843-845.

Bredenkamp G.J., Spada F. & Kazmierczak E. 2002. On the origin of northern and southern hemisphere grasslands. *Plant Ecology* 16: 209-229.

Burkart A. 1975. Evolution of grasses and grasslands in South America. *Táxon* 24: 53-66.

Cabrera A.L. & Willink A. 1980. *Biogeografia da America Latina*. 2 ed. OEA, Washington, 117 p.

Carvalho P.C.F., Paruelo J. & Ayala W. 2008. Estado Actual y Perspectivas del Bioma Campos. In: *Bioma Campos: Innovando para Mantener su Sustentabilidad y Competitividad*. Tradinco, Montevideo, pp. 29-40.

Córdova U.A, Prestes N.E., Santos O.V. & Zardo V.F. 2004. *Melhoramento e manejo de pastagens naturais no planalto catarinense*. Epagri, Florianópolis, 274 p.

Crawshaw D., Dall´Agnol M., Cordeiro J.L.P. & Hasenack H. 2007. Caracterização dos campos sul-rio-grandenses: uma perspectiva da ecologia da paisagem. *Boletim Gaúcho de Geografia* 33: 233-252.

Cruz C.B.M. & Vicens R.S. 2007 *Levantamento da Cobertura Vegetal Nativa do Bioma Mata Atlântica*. Relatório Final (Edital Probio 03/2004) IESB. 84p.

Eiten G. 1992. Natural Brazilian vegetation types and their causes. *An. Acad. Bras. Ci* 35-65.

EMATER/RS (Associação Riograndense de Empreendimentos de Assistência Técnica de Extensão Rural). 2008. *Relatório de atividades da EMATER/RS-ASCAR: 2007*. Porto Alegre, 100 p.

EMATER/RS (Associação Riograndense de Empreendimentos de Assistência Técnica de Extensão Rural). 2009. Sistematização de Experiências: Melhoramento do campo nativo em São Francisco de Paula/RS e Área Técnica: Programa Estadual de Pecuária Familiar URL www.emater.tche.br

FEPAM (Fundação Estadual de Proteção Ambiental Henrique Luiz Roessler). 2001. *Diagnóstico ambiental da Bacia do Taquari-Antas*. SEMA-RS/FEPAM, Porto Alegre.

FEPAM (Fundação Estadual de Proteção Ambiental Henrique Luiz Roessler). 2004. *Análise de fragilidades ambientais e da viabilidade do licenciamento de aproveitamentos hidrelétricos das bacias hidrográficas dos rios Ijuí e Buiti-Piratinim-Icamaquã, região hidrográfica do rio Uruguai, RS*. FEPAM, Porto Alegre, 140 p.

FZB (Fundação Zoobotânica do Rio Grande do Sul). 2008. *Proposta da Fundação Zoobotânica do Rio Grande do Sul para o Zoneamento Ambiental da Silvicultura*. Porto Alegre. 13 p.

Hasenack H. 2006. *Remanescentes da vegetação dos Campos Sulinos (Pampa)*. Relatório Final (Edital Probio 02/2004) FAURGS. 30p.

Henwood W.D. 1998. The world's temperate grasslands: a beleaguered biome. *Parks*. (IUCN) 8: 1-2.

IAP (Instituto Ambiental do Paraná). 2009. Listagem das RPPNs no Estado do Paraná reconhecidas pelo IAP. Atualizado em 13 março de 2009. URL www.uc.pr.gov.br

IBGE (Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística). 2004. Mapa da vegetação do Brasil e Mapa de Biomas do Brasil. URL www.ibge.gov.br.

IBGE (Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística). 2009. Mapa da Área de Aplicação da Lei 11.428 de 2006. URL www.ibge.gov.br.

IBAMA (Instituto Brasileiro do Meio Ambiente e dos Recursos Naturais Renováveis). 2009. *O uso sustentável da reserva legal: diretrizes para o manejo da pecuária nos campos do bioma Pampa*. IBAMA/RS. Porto Alegre.

ICMBio (Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade). 2009. Relatório resumido das RPPNs por Estado. Janeiro de 2009. 19 p. URL www.ibama.gov.br/rppn

IUCN (International Union for Conservation of Nature). 2009. *Informe de la Asamblea de los Miembros*. UICN, Gland/Suiza, 58p.

Joly C.A., Aidar M.P.M., Klink C.A., McGrath D.G., Moreira A.G., Moutinho P., Nepstad D.C., Oliveira A.A., Pott A., Rodal M.J.N. & Sampaio E.V.S.B. 1999. Evolution of the Brazilian phytogeography classification systems: implications for biodiversity conservation. *Ciência e Cultura* 51: 331-348.

Köppen W. 1948. *Climatologia*. Fundación de Cultura Econômica, México.

Lauenroth W.K. & Milchunas D.G. 1992. Short-grass steppe. In: Coupland, R.T. (Ed.) *Ecosystems of the World 8A, Natural Grasslands, Introduction and Western Hemisphere*. Elsevier, New York, pp. 183-226.

Leite P.F. 2002. Contribuição ao conhecimento fitoecológico do Sul do Brasil. *Ciência & Ambiente* 24: 51-73.

Lindman C.A.M. 1906. *A Vegetação no Rio Grande do Sul*. EDUSP/Itatiaia, São Paulo/Belo Horizonte.

Marchiori J.N.C. 2004. *Fitogeografia do Rio Grande do Sul: Campos Sulinos*. EST Edições, Porto Alegre, 110 p.

Messias L.G.P. & Ries J. E. 2002. Melhoramento de Campo Nativo em São Francisco de Paula. *Agroecologia e Desenvolvimento Rural Sustentável*, Porto Alegre, pp. 29-37.

Michelson A. 2008. *Temperate Grasslands of South America*. Prepared for the World Temperate Grasslands Conservation Iniciative Workshop. Hohhot, China. June 2008. URL www.iucn.org/sur.

Michelson A. 2009. *Memorias del Primer Taller Sudamericano de la Iniciativa de Conservación de Pastizales Templados: definiendo la estrategia sudamericana*. URL www.iucn.org/sur.

Mittelmann A. & Reis J.C.L. 2006. *XXI Reunião do Grupo Técnico em Forrageiras do Cone Sul – Grupo Campos. Desafios e Oportunidades do Bioma Campos frente à expansão e intensificação agrícol.* Embrapa Clima Temperado, Pelotas, 150p.

MMA (Ministério do Meio Ambiente). 2002. *Biodiversidade brasileira. Avaliação e identificação de áreas e ações prioritárias para conservação, utilização sustentável e repartição dos benefícios da biodiversidade nos biomas brasileiros*. MMA – Secretaria de Biodiversidade e Florestas, Brasília. (Série Biodiversidade, 5).

MMA (Ministério do Meio Ambiente) 2005. *Deliberações da II Conferência Nacional do Meio Ambiente 2005*. MMA, Brasília. URL www.mma.gov.br

MMA (Ministério do Meio Ambiente). 2007a. *Áreas prioritárias para a conservação, uso sustentável e repartição de benefícios da biodiversidade brasileira: Atualização – Portaria MMA no 09, de 23 de janeiro de 2007*. MMA- Secretaria de Biodiversidade e Florestas, Brasília. (Série Biodiversidade, 31).

MMA (Ministério do Meio Ambiente) 2007b. Mapas de Cobertura Vegetal dos Biomas Brasileiros. URL www.mma.gov.br/portalbio.

MMA (Ministério do Meio Ambiente). 2007c. *Deliberações da III Conferência Nacional do Meio Ambiente 2007*. MMA, Brasília. URL www.mma.gov.br

MMA (Ministério do Meio Ambiente). 2008. *Projeto de Monitoramento do Desmatamento nos Biomas Brasileiros por Satélite*. MMA – Secretaria de Biodiversidade e Florestas do Ministério do Meio Ambiente/IBAMA – CEMA/DIPRO, Brasília, 27 p.

Morrone J.J. 2001. *Biogeografía de América Latina y el Caribe*. SEA, Zaragoza.

Overbeck G.E., Müller S.C., Fidelis A., Pfadenhauer J., Pillar V.D., Blanco C.C., Boldrini I.I., Both R. & Forneck E.D. 2007. Brazil's neglected biome: The South Brazilian *Campos*. *Perspectives in Plant Ecology, Evolution and Systematics* 9: 101-116.

Pesci R. & Pesci L. 2007. Camino Del Gaucho: Paisaje Cultural e Desarrollo Sustentable. *Revista Ambiente Digital*, 98. Fundación CEPA, Buenos Aires. URL www.revista-ambiente.com.ar/imagenes/99/Camino%20del%20Gaucho.pdf

Pillar V.D., Boldrini I.I., Hasenack H., Jacques A.V.Á., Both R., Müller S.C., Eggers L., Fidelis A.T., Santos M.M.G., Oliveira J.M., Cerveira J., Blanco C.C., Joner F., Cordeiro J.L. & Pinillos Galindo M. 2006. Workshop "Estado atual e desafios para a conservação dos campos". In. UFRGS (disponível em http://ecoqua.ecologia.ufrgs.br), Porto Alegre, p. 24.

Prestes N.E. & Córdova U.A. 2008. Valorização da Pastagem Natural Através de Políticas Públicas – O Exemplo de Santa Catarina In: *III Simpósio de Forrageiras e Produção Animal*. UFRGS, Porto Alegre, RS, pp. 93-104.

Rambo B. 1956. *A fisionomia do Rio Grande do Sul*. Selbach, Porto Alegre

Rizzini, C.T. 1963. Nota prévia sobre a divisão fitogeográfica do Brasil. *Rev. Bras. Geogr*. 25:1-64. 1963

Rizzini, C.T. 1979. *Tratado de Fitogeografia do Brasil: aspectos sociológicos e florísticos*. EDUSP, São Paulo. 374p.

Santos D.T., Pilau A., Aguinaga A.A.Q. & Nabinger C. 2008. A Ciência no Campo: o exemplo do Projeto Redes de Referência In: *III Simpósio de Forrageiras e Produção Animal*. UFRGS, Porto Alegre, RS, pp. 135-171.

SEBRAE/RS (Serviço de Apoio às Micro e Pequenas Empresas Rio Grande do Sul). 2009 *Agronegócios*. URL www.sebrae-rs.com.br.

SEMA/RS (Secretaria de Meio Ambiente do Estado do Rio Grande do Sul). 2007. *Zoneamento Ambiental para a Atividade da Silvicultura, Diretrizes para a Atividade de Silvicultura por Unidade de Paisagem e Bases dos Estudos de Fauna e Flora e Recursos Hídricos*. Secretaria de Meio Ambiente do Rio Grande do Sul.Fundação Estadual de Proteção Ambiental (FEPAM), Fundação Zoobotânica do Rio Grande do Sul (FZB). Porto Alegre. Volumes I, II e III.

SEMA/RS (Secretaria de Meio Ambiente do Rio Grande do Sul). 2009. *Programas e Projetos: Projeto de Conservação da Mata Atlântica no Estado do Rio Grande do Sul*. URL www.sema.rs.gov.br

SEPLAG (Secretaria do Planejamento e Gestão do Rio Grande do Sul) 2009. *Biodiversidade RS: Documentos Projetos*. URL www.biodiversidaders.gov.br.

SETUR (Secretaria do Turismo do Rio Grande do Sul). 2009. *Projetos: turismo rural*. URL www.turismo.rs.gov.br.

Simon B.K. & Jacobs S.W.L. 1990. Gondwanan grasses in the Australian flora. *Austrobaileya* 3: 239-260.

Soriano A., León R.J.C., Sala O.E., Lavado R.S., Deregibus V.A., Cahuepé O., Scaglia A., Velazquez C.A. & Lemcoff J.H. 1992. Río de la Plata Grasslands. In: *Ecosystems of the World. Natural Grasslands. Introduction and Western Hemisphere* (ed. Coupland RT). Elsevier, Amsterdam, pp. 367-407.

TGCI (Temperate Grasslands Conservation Initiative). 2008. Life in a Working Landscape: Towards a Conservation Strategy for the World's Temperate Grasslands. A Record of The World Temperate Grasslands Conservation Initiative Workshop Hohhot, China – June 28 & 29, 2008. TGCI/WCPA/IUCN, Vancouver.

URB-AL (Programa URB-AL) 2009. Aglomerados Urbanos em Área Protegida: métodos para promover o desenvolvimento socioeconômico da população com a tutela da natureza", projeto financiado pela Comissão Européia dentro do Programa URB-AL III. Cooperação Portugal/Itália/Uruguai/Brasil. 2009-2012. 108 p.

Veloso H.P. 1966. *Atlas Florestal do Brasil*. Ministério da Agricultura, Rio de Janeiro. 82p.

Veloso H.P., Filho A.L.R.R. & Costa M.L. 1991. *Classificação da vegetação brasileira adaptada a um sistema universal*. IBGE, Rio de Janeiro, 123 p.

Eduardo Vélez. Fragmento de campo em lavoura de soja no Bioma Pampa, RS.

Capítulo 29

O futuro dos Campos: possibilidades econômicas de continuidade da bovinocultura de corte no Rio Grande do Sul

Carlos G. A. Mielitz Netto[1]

Introdução

Atendendo à demanda dos coordenadores desta obra, este capítulo pretende trazer ao debate algumas informações concernentes à bovinocultura de corte nos campos do Rio Grande do Sul (RS), dado que há uma ligação indissociável entre os dois. Esta ligação que se constituiu ao longo dos tempos não é óbvia, nem necessariamente a única que teria sido possível de ser constituída, mas foi o produto das especificidades da nossa história.

Secularmente sedimentada nesta região, a bovinocultura de corte vem sendo pressionada, desde sua origem, por fatores de várias naturezas. Desde sua instalação neste território, tem perdido terras para as atividades de lavoura, urbanização, estradas, etc. Mais recentemente, novas exigências ambientais e a disputa pelas terras com a introdução de lavouras de árvores exóticas (silvicultura), como *Pinus* e Eucalipto, levaram ao acirramento deste embate. No que me concerne, a questão que se coloca é como a bovinocultura tem se portado ao longo deste processo concorrencial? Que resultado técnico-econômico ela vem apresentando? Este desempenho é suficiente para garantir sua preservação frente à concorrência pelo uso da terra, ou, a despeito disto existem fatores de outras naturezas que cooperam e explicam sua permanência?

As informações que subsidiam este texto são resultados de trabalhos próprios e de terceiros recolhidos ao longo dos últimos 30 anos de pesquisa, devidamente referidos.

As origens

Sem pretender substituir o capítulo histórico desta obra, é, no entanto, necessário relembrar as origens da bovinocultura de corte gaúcha, pois as características contemporâneas desta exploração são

Foto de abertura: Valério Pillar. Gado zebu, campos de São Vicente do Sul, RS.

1 Engenheiro Agrônomo, Doutor em Economia; Professor do Programa de Pós-Graduação em Desenvolvimento Rural- PGDR /UFRGS

ainda grandemente determinadas pelo seu começo e trajetória histórica.

A chegada do gado bovino ao território que hoje corresponde ao estado do RS se deu com os jesuítas vindos do Paraguai, que se estabeleceram no noroeste do estado.[2] As estâncias jesuíticas compunham-se de pequeno grupo de indígenas abrigados em casebres, responsáveis por juntar o gado deixado em liberdade pelos campos ao qual nenhum outro cuidado era destinado. Segundo Reverbel (1986) "*a boa qualidade dos campos nativos, a fertilidade natural dos solos, proporcionava as condições mais favoráveis para sua sobrevivência e proliferação, e que este era o modelo único possível naquelas circunstâncias de tempo e cultura*" Reverbel (1986:22).

A fuga dos jesuítas para o território argentino, decorrente da perseguição que lhes faziam os "paulistas caçadores de índios", levou ao abandono dos animais que passam a reproduzir-se descontroladamente, constituindo um enorme rebanho de animais selvagens denominado de "Vacarias del Mar". Segundo Pesavento (1994), a caça do gado xucro seria o fundamento econômico básico da apropriação da terra gaúcha. Sua preia visava à retirada dos couros para venda nos centros coloniais do próprio território brasileiro ou mesmo destinada aos países do Prata.

Esta forma de explorar a bovinocultura, que resumia-se à caça e abate conforme relata Cesar (2005), foi denominada "à gaucha". Nenhum tratamento ou atenção eram dispensados ao rebanho. Segundo Veríssimo da Fonseca (1982), estas características influenciaram fortemente a formação do gaúcho; este povo livre, que vivia da caça do gado alçado, ainda sem dono, sem governo e sem sociedade organizada, conservava e valorizava sua independência. Estas características remanescentes na memória, na tradição, ainda hoje determinam o modo de ser dos bovinocultores de corte do Rio Grande do Sul, que por vezes vêem a si mesmos como herdeiros e prolongadores daquele passado.

O surto de crescimento provocado pelo ciclo mineiro na região das Gerais aumenta a demanda por carne na forma de charque, bem como por cavalos e muares. Surge a figura do tropeiro, parte caçador, parte soldado em contínua disputa com os espanhóis pelo território e parte comerciante, que levava os animais para a realização comercial em Sorocaba (SP). A caça intensiva quase leva o rebanho à devastação.

A concessão de sesmarias, visando fixar a população nos campos e demarcar as fronteiras, acaba por estimular agora o começo da criação bovina sedentarizada, constituindo as estâncias e seu correspondente tipo social, o estancieiro, autoridade política, militar e econômica do local.

Nos primeiros anos, devido às constantes batalhas com os "castelhanos" e o recrutamento de gente e gado, a bovinocultura sofre reveses, o que juntamente com a grande disponibilidade não estimula as inovações técnicas e o investimento. Segundo Fontoura (2004:241), uma estância que possuía uma sesmaria tinha cerca de 10.000 cabeças de gado, um capataz e 10 peões. A reprodução social e econômica da estância era obtida pela venda do gado sem grandes investimentos. O item que representava o maior custo dos estancieiros, segundo Freitas (1993:442), era a mão-de-obra.

Freitas (1993:453) e Xavier (1952:79) ainda relatam que as estâncias compunham um complexo rural[3] relativamente autônomo. Havia, além da criação do gado, a produção diversificada com o cultivo de trigo, feijão, mandioca, abóbora, hortaliças e árvores frutíferas em pequenas áreas, além da existência de processos de semi-industrialização de produtos domésticos (segundo descrito pelos autores, seriam geridos diretamente pela esposa do estancieiro) como "*queijos, lingüiças, conservas, charque, tecidos, rendas, artigos de couro, etc.*". Isto é, conforme afirma Freitas (1993:454), os meios de subsistência, as matérias-primas e os artefatos elaborados eram na sua totalidade produzidos pela família do estancieiro e pelos moradores da estância *"independentemente do mercado ou dos*

2 Vide Pesavento (1994), Fonseca (1983), Santos (1984).

3 Conforme Graziano da Silva (1996:05), os complexos rurais se caracterizavam pela autonomia das propriedades na produção de bens de consumo para a sua própria população. Isto é, no interior das estâncias se produziam bens que só tinham valor de uso, não se destinando ao mercado. Eram produtos destinados à alimentação e às ferramentas.

movimentos exteriores da produção". As relações mercantis eram apenas daquilo que a terra não produzia ou da venda do gado obtido, quase que pela reprodução natural. De acordo com Herrlein Jr. (2002:03), a sociedade da pecuária foi estruturada para assegurar a posse do território e não para atender os propósitos de acumulação comercial.

O fim do regime das sesmarias, a lei de terras de 1850, a chegada de novos colonizadores levaram à necessidade de demarcação dos limites das propriedades, inicialmente com valetas, cercas verdes ou de pedras e posteriormente com o aramado. A divisão dos campos facilita o manejo do gado e por decorrência necessita de menos trabalhadores. Segundo Cesar (2005:137), "*o aramado conformou um novo conceito de propriedade, acentuando o exclusivismo dos proprietários, permitindo então investimentos em melhorias produtivas, organização e maior regularidade de comercialização dos rebanhos bem como a sedentarização e a diminuição da peonada*." Torronteguy (1994:56) define que o aramado representou o fim de uma situação social entendida como "liberdade", para marcar o início de uma sociedade estruturada em classes, *"separando cada vez mais os mundos dos grandes proprietários daqueles que ficaram do lado de fora dos campos cercados, os não proprietários"* (Torronteguy, 1994:56). Começava o que Xavier denominava de trajetória de transformação da estância em fazenda; aquela cheia de relações extra-econômicas de diversas naturezas, esta uma unidade de produção comercial. "*É o avanço do capitalismo nas estâncias*" (Xavier, 1952:75).

A valorização da carne e da terra e a afirmação de sua propriedade levam ao enriquecimento dos fazendeiros, que por suas vez passam a investir nos ganhos de produtividade; novas raças bovinas são trazidas. O advento da refrigeração, com a instalação dos frigoríficos no Estado a partir de 1917, cria um novo estímulo e valorização da carne. Melhoria genética do rebanho e cuidados sanitários são intensificados. O crescimento mundial da demanda de carne, em razão das guerras, da urbanização e mudança de hábitos, bem como a valorização da lã que impulsiona a ovinocultura, levaram a fazenda gaúcha a viver seu apogeu. O restabelecimento dos circuitos comerciais pós-guerra, o desenvolvimento da bovinocultura de corte em outras regiões do planeta, possibilitada pela frigorificação, diminuem a demanda pela carne gaúcha, levando os frigoríficos a retraírem suas atividades e conseqüentemente a compra de animais para abate. A carne e o gado começam um processo de desvalorização, que arrasta boa parte da economia estadual para um longo período de crise.

Segundo Bandeira (1994), as estâncias compostas de grandes áreas, mesmo com baixas rentabilidades por área, mesmo com más administrações, baixas produtividades e baixas tecnologias possibilitavam que seus proprietários assegurassem a manutenção de um bom padrão de vida pela escala de vendas que conseguiam realizar. Para este autor, isto resultaria num comportamento conservador por parte dos pecuaristas, com pouca disposição para endividar-se ou para enfrentar riscos decorrentes de mudanças no processo produtivo. Quando sua atividade entrava em crise, devido às menores rendas, sua capacidade de autofinanciamento reduzia, potencializando os efeitos negativos. Este tipo de comportamento era caracterizado como *satisficer*, no qual o agente econômico satisfaz-se com um rendimento mais baixo, porém mais seguro.

Segundo Pesavento (1994), ainda nas décadas de 1940-50, a criação realizada de forma extensiva levava o pecuarista a "*colocar no campo tanto gado quanto o gado pudesse suportar*" (Pesavento 1994:115).

Ao longo do transcorrer do século XX, a bovinocultura continua sendo pressionada pelas lavouras, onde este uso da terra é possível, pela divisão das propriedades pelo processo de herança. A intensificação tecnológica ocorrida na agricultura, principalmente nas lavouras após a década de 1960, intensifica a pressão pelo uso das terras. Segundo Fontoura (2004), neste processo histórico, parte dos pecuaristas conseguiu modernizar-se, adquirindo um perfil mais empresarial, enquanto a grande maioria permaneceu no modelo tradicional. Para Ribeiro (2009), esta trajetória teria levado a que "*a estância do fim do século XX e início do século XXI se apresenta*[sse] *com uma formatação di-*

versificada variando desde aquelas unidades mais tecnificadas e "modernizadas" até aquelas mais tradicionais nas suas formas de gestão e de produção. Algumas delas passaram ao largo do processo de "modernização da agricultura" permanecendo à parte na adoção de formas "modernas" de produção e de comercialização" (Ribeiro 2009:128).

Esta talvez já longa introdução é imprescindível para compreender-se o estágio atual da bovinocultura de corte que ocupa os campos gaúchos, suas transformações e suas longínquas raízes. Como se verá à frente, no mosaico que forma a bovinocultura de corte, há elementos de modernidade tecnológica e empresarial, mas restam, com freqüência expressiva, comportamentos semelhantes àqueles de séculos atrás.

Fontes de informação

Para embasarmos nossas análises utilizaremos informações secundárias, dentre as quais duas pesquisas desenvolvidas pelo corpo de professores, técnicos e discentes do Programa de Pós-Graduação em Desenvolvimento Rural da Universidade Federal do Rio Grande do Sul (PGDR-UFRGS).

A primeira pesquisa denominada de Diagnóstico de Sistemas de Produção de Bovinocultura de Corte do Estado do Rio Grande do Sul resultou de um convênio entre a Universidade e o Programa 'Juntos para Competir' promovido por um acordo SEBRAE/SENAR/FARSUL. Para atingir-se os objetivos enunciados no título do convênio procedeu-se um zoneamento agro-ecológico do Estado, obtendo-se a seguir a identificação dos vários sistemas de produção de gado de corte presentes. Foram realizadas entrevistas em 114 municípios, num total de 540 estabelecimentos rurais. A amostragem foi não aleatória visando encontrar os tipos de pecuaristas previamente definidos e, para a identificação dos entrevistados, contou-se com a indicação de informantes locais, tais como sindicato rural, EMATER, etc.[4]

A primeira constatação é que aquela forma originária de bovinocultura anteriormente descrita havia se transformado e dado lugar a um grande número de formas de criar gado. Originada na criação extensiva com o gado solto ao campo reproduzindo-se livremente para ser "caçado" quando alcançasse o tamanho adulto, contemporaneamente apresenta segmentação com especialização em etapas do processo criatório (cria-recria-engorda), além de variadas combinações com produções vegetais, desde lavouras temporárias até monocultivos de árvores, além de ser explorada simultaneamente com outros animais.

O primeiro grupo de informações levantadas dizia respeito ao **tipo social** do tomador de decisões na propriedade. Causa espanto que, daquela amostra, quase um quarto dos informantes tinham formação universitária, muitos em agronomia, veterinária ou zootecnia, e apenas 15% tinham até o quarto ano fundamental ou eram analfabetos (1,7%). Uma fração de 65% não tinha qualquer formação técnica, de qualquer nível na área de atuação. Indagados sobre sua identidade profissional, 35,7% declararam-se produtores rurais, 18,1% como empresários, 12,8% como pecuaristas e 11,9% como pecuarista familiar. A terra havia sido herdada em 70,9% dos casos, embora 53,7% também houvesse comprado terras. Quanto à gestão da propriedade, 64,1% dos entrevistados revelaram que realizam controle contábil, 25,6% usam informatização e 64,8% recebem assistência técnica.

Quando indagados sobre a motivação para se dedicarem à criação de bovinos, 26,5% responderam que o fazem por tradição, 25,4% por satisfação e 14,4% por ser uma atividade segura. Apenas 8,7% afirmaram que a motivação principal era a obtenção de lucro. Perguntados sobre o que levam em consideração para realizarem mudanças produtivas, 43% buscam o aumento da produtividade, 22,6% a diminuição dos custos e 21,7% consideram as oportunidades de mercado.

Quando perguntados sobre seus projetos de investimentos, 35,4% investiriam na compra de mais terra, 25,6% comprariam mais gado de corte e 16,9% investiriam fora da atividade agrícola.

4 Para ter detalhes da metodologia ver SEBRAE/FARSUL/SENAR (2005)

85,7% disseram que têm planos de permanecer nesta atividade, enquanto que 8,9% não pretendem e 4,8% não sabem. 68,7% prevêem que algum membro da família continuará a trabalhar na propriedade. Ainda com relação às expectativas pessoais, 55,9% responderam que caso houvesse uma piora na sua renda reagiriam aperfeiçoando-se tecnologicamente, mas 27% disseram que continuariam a fazer o mesmo.

Este conjunto de informações permite a identificação de um tipo de produtor ainda bastante conservador, com critérios de gestão ainda baseados na tradição, apesar do relativamente alto nível educacional, considerando-se a média do setor agrícola. Quando manifestam a intenção de continuidade da atividade, esta se faz preferencialmente pela aquisição de mais terras ou gado e em aperfeiçoamentos tecnológicos no sistema atual de criação, ou seja, mais do mesmo.

O segundo conjunto de informações dizia respeito às **características técnicas do sistema de produção** (Tab. 29.1). No que diz respeito ao uso dos campos, preocupação central desta publicação, observa-se que a maior parte da superfície das propriedades é ocupada com pastagens, das quais mais de 70% são nativas ou nativas melhoradas.

Os dados permitem verificar uma diversidade de tipos de bovinocultores, desde muito pequenos até grandes em termos de áreas, tendo ou não produção vegetal, contratando mão-de-obra assalariada ou contando apenas com o trabalho da família, níveis variados de capitalização, etc.

▼ Tabela 29.1 | Indicadores agro-econômicos descritivos dos sistemas de produção implementados pelos bovinocultores de corte do Rio Grande do Sul (período 2003-2004). (Leia, Un.= unidade de medida; N°= indica número encontrado; DP= desvio padrão)

Amostra geral	Descrição	Un.	N°	Mínimo	Máximo	Média	DP
Spro/ST	Disponibilidade de áreas próprias em relação à Superfície Total	%	539	-	108,18	81,71	0,28
SDDT/ST	Disponibilidade de áreas de Terceiros em relação à Superfície Total	%	539	-	100	18,28	0,28
SDPT/ST	Disponibilidade de áreas para Terceiros em relação à Superfície Total	%	539	-	100	7,65	0,16
UHT t	Disponibilidade de mão-de-obra Total	UHT	539	-	106,17	5,97	6,91
UHT f	Disponibilidade de mão-de-obra Familiar	UHT	539	-	7	1,21	1,33
UHT f/UHT t	Participação da mão-de-obra familiar em relação à total	%	527	0	100	35,20	0,38
SAU la/SAU t	Utilização da Superfície Agrícola Útil com lavouras anuais	%	539	0	98,16	15,96	0,24
SAU la/SAU t	Utilização da Superfície Agrícola Útil com lavouras anuais	%	539	0	98,16	15,96	0,24
SAU past/SAU t	Utilização da Superfície Agrícola Útil com pastagens	%	539	7,77	140,91	80,58	0,21
KIT	Capital Imobilizado Total	R$/ano	538	29.176,10	40.578.119,65	4.273.793,52	5.445.639,08
KI Benfeitorias	Capital Imobilizado em Benfeitorias	R$/ano	538	-	3.846.510,00	274.185,33	386.648,72
KI Equipamentos	Capital Imobilizado em Equipamentos	R$/ano	538	-	3.452.325,60	243.323,89	342.609,99
KIT/SAUt	Capital Imobilizado Total por Superfície	R$/ha	539	234,78	65.342,86	6.496,49	5.974,15
Vamor/PBt	Comprometimento do Produto Bruto total anual com amortização anual de dívidas (excluindo securitização)	%	539	0	221,73	6,13	0,18
Sdev T/KIT	Nível de endividamento total em relação ao Capital Imobilizado Total	%	538	0	27,61	1,06	0,02
ST	Superfície Total	ha	539	17,00	11.000,00	948,83	1.169,02
SAUT	Superfície Agrícola útil	ha	539	15,00	9.500,00	805,52	1.013,53
VALOR S/ha	Valor médio da terra por hectare	R$/ha	539	600,00	20.000,00	4.668,37	3.416,27

Fonte: pesquisa de campo SEBRAE/FARSUL/SENAR (2005).

Estas diversas condições estruturais, tecnológicas e financeiras são o resultado e expressam simultaneamente as potencialidades produtivas que as propriedades representam. Os resultados econômicos daí advindos podem ser contemplados na Tabela 29.2.

▼ Tabela 29.2 | Indicadores agro-econômicos de avaliação dos sistemas de produção implementados pelos bovinocultores de corte do Rio Grande do Sul (período 2003-2004). (Leia, Un.= unidade de medida; N°= número encontrado; DP= desvio padrão)

Amostra geral	Descrição	Un.	N°	Mínimo	Máximo	Média	DP
SAU t/UTH t	Nível de utilização da mão-de-obra	ha/UTH	527	5,90	7.824,00	194,72	375,39
PB la/PB t	Contribuição das lavouras no Produto Bruto total	%	539	-	99,66	27,97	0,37
PB BC/PB t	Contribuição da bovinocultura de corte no Produto Bruto total	%	539	0,34	100	57,87	0,34
VAL t/UTH t	Produtividade do trabalho total	R$/UTH	526	(196.137,20)	377.688,81	19.106,82	50.671,87
VAL t/SAU t	Produtividade da terra total	R$/ha	538	(2.983,98)	8.361,08	124,03	541,91
RA	Renda Agrícola	R$/ano	538	(704.987,98)	6.294.599,48	123.986,68	508.564,79
RAL	Receita Agrícola Liquida	R$/ano	538	(436.277,85)	7.059.158,94	189.695,68	577.162,09
RT	Renda Total	R$/ano	538	(540.362,81)	6.294.599,48	178.492,77	517.033,20
RA/RT	Contribuição da Renda Agrícola na Formação da Renda Total	%	261	0,55	100	71,47	0,32
RA/UTH t	Rendimento do Trabalho	R$/UTH	526	(260.457,20)	356.068,87	8.201,83	47.547,91
RA/SAU t	Rendimento da Terra	R$/ha	538	(3.010,32)	7.254,17	42,61	507,63
RAL/UTH t	Receita Agrícola Líquida por unidade de trabalho total	R$/UTH	525	(134.744,33)	401.220,22	23.176,25	51.080,46
RAL/SAU t	Renda Total por área explorada	R$/ha	538	(2.988,20)	8.274,78	165,34	532,30
RT/UTH t	Receita Total por unidade de mão-de-obra	R$/UTH	526	(158.688,03)	401.058,58	26.820,25	54.111,30
RT/SA U	Receita Total por unidade de área	R$/ha	538	(2.714,98)	7.741,97	195,96	526,72
(RAÑA + RAPOS + ROTS + REx)/RT	Contribuição de todas Outras Rendas (exclui apenas renda agrícola) na Renda Total	%	410	-	8489,85	196,52	7,14
TL a	Taxa de Lucro Agrícola	%	538	-16,15	37,87	0,73	0,06

Fonte: pesquisa de campo SEBRAE/FARSUL/SENAR (2005).

A mesma dispersão de resultados observa-se agora quanto aos resultados técnico-econômicos. Para a maioria dos casos a renda gerada foi muito baixa e, apesar de existirem outras rendas não agrícolas (aposentadorias, serviços prestados por algum membro da família, etc.), aquelas decorrentes da produção agrícola ainda eram majoritárias, correspondendo a 2/3 do total familiar.

Dentre os 16 sistemas de produção identificados, destacam-se quanto à eficiência técnica e econômica aqueles onde é mais expressiva a produção vegetal. Nestes há mais uso de mão-de-obra, maior intensificação de capital e as terras são mais valorizadas. Os sistemas de produção sem produção vegetal, na maioria dos casos apresentou resultados econômicos negativos.

Outra mudança que foi ocorrendo com o passar do tempo foi a segmentação do processo de produção com a especialização dos produtores em uma ou mais etapas da original seqüência cria-recria-terminação. Quando os produtores tinham produção vegetal, destacavam-se os sistemas com recria-terminação e ciclo completo. Já quando dedicavam-se apenas à criação animal, os resultados eram uniformemente negativos, dependentes de rendas externas à propriedade para sua reprodução. Como conseqüência, ou talvez como causa num círculo perverso, os indicadores de capitalização, emprego de trabalho e valor da terra eram extremamente baixos.

Uma atenção particular foi dedicada ao manejo técnico dos rebanhos. Mais de 30 raças bovinas foram identificadas, com seus possíveis cruzamentos, além de um rebanho expressivo, aproximadamente 1/3 do total, denominado de gado geral, resultado de cruzamentos não controlados, muitas vezes remanescentes de antigas raças que ocuparam os campos do Estado. Dados os diversos sistemas de produção identificados, também os indicadores zootécnicos de desempenho são variáveis, mas na maioria indicam um nível técnico de baixo a médio, com reduzido desfrute, baixa taxa de desmame, expressiva mortalidade. Também são baixas as freqüências de adoção de práticas zootécnicas recomendadas, tais como controle de cruzamentos e de prenhes, seleção de reprodutores, desmame precoce e

manejo sanitário, além da vacina contra aftosa que é obrigatória por lei. O uso das pastagens pode ser observado na Tabela 29.3.

▼ Tabela 29.3 | Percentual dos diferentes tipos de pastagens em relação à área pastoril total.

Tipo de Pastagem	Média	Desvio Padrão	Máximo	Mínimo	Média dos Válidos
Campo Nativo	68,9%	30,3%	100%	93,3%	73,8%
Campo Nativo Melhorado	5,4%	14,7%	98,6%	26,7%	20,4%
Pastagem Cultivada Permanente	4,0%	11,7%	100%	26,5%	15,2%
Pastagem Anual de Verão	1,4%	4,6%	41,7%	21,5%	6,6%
Pastagem Anual de Inverno	20,2%	24,3%	100%	80,7%	25%

Fonte: pesquisa de campo SEBRAE/FARSUL/SENAR (2005).

Verifica-se que a criação dos animais se faz ainda preponderantemente em campos nativos, sendo menos expressivas as práticas de melhoramento do próprio e/ou cultivo de pastagens. Nestas condições, a lotação média anual é de 0,99 U.A./ha (unidades animais). Os campos nativos mistos, finos e grossos correspondem respectivamente a 61, 29,6 e 9,1% das áreas e são considerados pelos criadores como um recurso razoável para 87% dos entrevistados, apesar de 10% dos mesmos não saberem identificar as espécies que o compõem. A intensidade de utilização do campo é controlada pelo ajuste da carga animal, empiricamente através da altura do pasto e do número de animais. Grande parte, 63% ainda utilizam pastoreio contínuo. A incidência de espécies vegetais indesejáveis nos pastos é elevada e 75% dos produtores as reconhecem como comprometedoras do desempenho animal, embora 20% nada façam para controlá-las.

Quanto à **comercialização e inserção mercantil,** observam-se comportamentos também variados. Há venda de animais ao longo de todo ano, com forte influência das estações do ano. Na Tabela 29.4 encontram-se os critérios que os criadores consideram relevantes na comercialização de suas produções e na Tabela 29.5 encontram-se os problemas enfrentados pelos pecuaristas na comercialização de suas produções.

▼ Tabela 29.4 | Critérios relevantes utilizados pelos bovinocultores de corte do Rio Grande do Sul com relação à comercialização da produção de gado (período 2003-2004).

Critérios	FREQUÊNCIA DAS OPINIÕES (%) Graus de Importância				Média Ponderada (sobre 10)
	Nenhuma	Pouca	Relativa	Muito	
Contrato prévio com o comprador	37,36	8,55	12,45	41,64	5,28
Vender quando necessita de dinheiro	28,62	13,20	17,10	41,08	5,69
Vender quando o preço está bom	4,08	3,53	15,58	76,81	8,84
Vender quando necessita liberar campo	18,40	11,71	21,75	48,14	6,65
Constância no comprador	17,54	9,89	15,11	57,46	7,08
Pagamento diferenciado pela qualidade	8,74	2,79	8,92	79,55	8,64
Pagamento diferenciado por raça	28,12	12,10	17,50	42,27	5,80
Regularidades dos pagamentos	1,88	2,81	7,69	87,62	9,37

Fonte: pesquisa de campo SEBRAE/FARSUL/SENAR (2005).

A análise conjunta das duas tabelas permite concluir que, embora se defrontem com vários problemas e incertezas (inadimplência, baixo preço,falta de alternativas), por outro lado gostariam de receber com regularidade e com diferenciais por qualidade sem se comprometerem com contratos prévios, vendendo quando precisam do dinheiro ou para liberar os campos, sem muita fidelidade aos compradores, caracterizando um comportamento bem oportunista.

As decisões de expandir ou diminuir os rebanhos dependem na maior parte dos casos da oferta de alimento dos campos e não de decisões empresarias estratégicas visando explorar melhores possibilidades de preços ou oportunidades. Se isto pode ser encarado como uma eficiente administração dos recursos naturais, também pode ser visto como resignação e subordinação às forças da natureza com baixo grau de inovação tecnológica e gerencial. O resultado econômico de todo este desempenho pode ser visualizado através dos resultados econômicos apresentados na Tabela 29.6.

▼ Tabela 29.5 | Problemas encontrados na comercialização de gado bovino (período 2003-2004).

FREQÜÊNCIA DAS OPINIÕES (%)					
Problemas	Graus de Importância				Média Ponderada (sobre 10)
	Nenhuma	Pouca	Relativa	Muito	
Inadimplência por parte dos compradores	23,89	4,81	6,48	64,81	7,07
Distância com relação ao frigorífico ou açougue	60,30	9,46	10,20	20,04	3,00
Baixo preço pago pelo gado	1,67	0,19	3,15	94,99	9,72
Falta de um padrão de acabamento	29,48	9,89	18,84	41,79	5,76
Falta de alternativa de compradores	13,43	4,66	10,45	71,46	8,00
Falta de um padrão de raça	39,59	11,71	17,66	31,04	4,67
Incerteza	3,81	2,29	8,57	85,33	9,18

Fonte: pesquisa de campo SEBRAE/FARSUL/SENAR (2005).

▼ Tabela 29.6 | Indicadores econômicos de desempenho e eficiência dos sistemas de criação implementados pelos criadores de bovinos de corte do Rio Grande do Sul (período 2003-2004).

INDICADORES ECONÔMICOS DE DESEMPENHO E EFICIÊNCIA			
Identificação	Caracterização do indicador	Unidade de medida	Desempenho no período
CIBc/RecBc	Relação Consumo Intermediário / Receita Bovinocultura de corte	%	0,88
MBBc	Margem Bruta da Bovinocultura de Corte	R$/ano	48.378,36
MBBc/UABov	Margem Bruta da Bovinocultura de Corte / Unidade Animal Bovina Total	R$/UABov	83,67
MBBc/APastM	Margem Bruta da Bovinocultura de Corte / Área Média de Pastagens	R$/ha	108,54
CIBc/UABov	Relação Consumo Intermediário / Unidade Animal Bovina Total	R$/UABov	223,95
INSBov/UABov	Gastos em Insumos / UABov Total	R$/UABov	204,21
INSBov/UABoven	Gastos em Insumos / UABov Vendidas	R$/UABoven	511,20

Fonte: pesquisa de campo SEBRAE/FARSUL/SENAR (2005).

Os números acima sintetizam a condição da bovinocultura de corte do estado. 88% das receitas auferidas são gastas com o consumo intermediário, restando 12% da mesma para cobrir todos os demais custos e gerar uma parcela de lucros, o que é obviamente impossível, tornado a atividade de baixíssima rentabilidade não atraente à inversão de capitais. Os melhores resultados econômicos são obtidos nos sistemas e propriedades onde menor aplicação de capitais se fizer. Estes resultados coadunam-se com as motivações expressas pelos criadores para explorarem a bovinocultura de corte; apenas 8,7% disseram fazê-lo com objetivo de obter lucro, os demais o fazem por tradição, por satisfação pessoal, por considerarem uma atividade segura, etc. Se pudessem fazer novos investimentos, a maioria compraria mais terra e gado, ou seja, mais do mesmo.

Antecipando-se parcialmente as conclusões com base nas informações até aqui apresentadas, percebe-se que a sobrevivência da bovinocultura de corte como atividade econômica, que por séculos reinou na ocupação dos campos gaúchos, está ameaçada. Os resultados obtidos não garantem sua reprodução econômica nos termos convencionalmente utilizados para tal e, sempre que as condições naturais permitirem, não resistirá à concorrência com as lavouras. Sua perenidade se explica por um comportamento que poderia ser caracterizado como pré-capitalista por parte dos produtores que não fazem cálculos econômicos ou por ocuparem terras que dificilmente se prestariam para outro fim.

A segunda pesquisa que vai embasar este artigo foi desenvolvida por Ribeiro (2008) e trata de um tipo particular de pecuaristas que, contra todas as evidências da economia convencional, teima em persistir existindo nos campos gaúchos. Este tipo social foi denominado de “pecuarista familiar”, qual seja um tipo de agricultor familiar que dedica-se à criação de bovinos de corte. A existência destes agricultores foi ignorada ou menosprezada por longo tempo. Tratava-se de um agricultor familiar, com relativamente pequena extensão de terra, na qual o trabalho é predominantemente familiar e as rendas obtidas são baixas. Por explorarem áreas que podem alcançar em torno de 300 ha, explorarem gado de corte e terem hábitos

semelhantes àqueles dos fazendeiros, são vistos pelos demais agricultores familiares como "grandes". Pelo tamanho de terra que detém não são enquadráveis nos sindicatos de trabalhadores rurais. Para os agricultores detentores de maiores áreas, enquadrados nos sindicatos patronais, aqueles não são vistos como iguais, pois ocupam "os fundões" dos campos, obtém baixas rendas, têm baixa escolaridade, etc. Tentando aprofundar os conhecimentos sobre este tipo social, Ribeiro (2009) realizou pesquisa em três regiões da Campanha do Rio Grande do Sul, entrevistando 36 produtores que atendiam às características desejadas.

A primeira constatação é que, contrariamente às previsões de extinção das formas familiares de agricultura, estas têm persistido e se fortalecido como alternativa de vida para milhares de agricultores. Esta permanência se deve em grande parte pela capacidade de adaptação aos diferentes lugares e condições que enfrentam, na maior parte das vezes hostis no que trata de recursos naturais, mercados, acesso às políticas públicas, etc. As estratégias diferenciadas desenvolvidas pelos pecuaristas familiares para enfrentar estas dificuldades acabam por produzir uma diversidade de atividades, alternativas tecnológicas, formas de mercantilização, que resultam em tipos diferenciados de arranjos familiares.

O autor conclui que os pecuaristas familiares constituem um modo de vida particular, dentro do tipo mais geral de agricultores familiares. São agricultores familiares cujo modo de vida tem como atividade principal a bovinocultura de corte. Muitas de suas características são semelhantes, como a predominância da mão-de-obra familiar, a busca da autonomia mercantil, a relevância do auto-consumo e o dimensionamento das atividades a partir das necessidades da família. O que lhes é especifico diz respeito à bovinocultura. O gado além de produto de sua atividade também serve como reserva de valor, poupança viva, mantida ao alcance para eventuais necessidades.

Este tipo social é fruto da história de formação e ocupação do Rio Grande do Sul, dos tipos sociais que foram gerados ao longo do tempo, da mentalidade do gaúcho, de sua relação com o gado e com a natureza. Apesar de importantes, não se trata de um determinismo histórico ou cultural, mas sim da adoção de um conjunto de estratégias que se mostram mais exeqüíveis para as condições e momento dados. Com esta ressalva compreendem-se estratégias técnico-produtivas que são consideradas "atrasadas". A bovinocultura baseada nos recursos naturais, com baixo grau de investimento, baixo consumo de insumos externos à propriedade e altas cargas animais que normalmente seriam consideradas irracionais, quando analisadas no contexto da dinâmica do modo de vida daquela família, podem ser, sem dúvidas, a melhor opção. Ribeiro (2009) percebe também que, independentemente do ambiente em que se encontrem, os pecuaristas familiares têm lógicas semelhantes que norteiam suas estratégias e compreendem a redução da vulnerabilidade, a redução de custos, a mercantilização parcial e ocasional a depender das necessidades.

A pesquisa também permitiu constatar tratar-se de uma população envelhecida, onde rendas externas à propriedade, tais como aposentadorias e transferências, têm uma participação importante. Apesar disto estes agricultores têm encaminhadas suas sucessões nos mesmos moldes. Portanto não se trata de um modo de vida em extinção, mas uma forma encontrada por estas famílias de organizarem sua sobrevivência e reprodução. O autor destaca que pela especificidade deste público, até pouco tempo não muito reconhecida, não lhes era destinada política pública adequada. Não são seus objetivos, nem têm possibilidades, de tornarem-se fazendeiros, não almejam alcançar recordes de produtividade, apenas querem reproduzir o modo de vida que já têm. Para tanto, políticas públicas, tais como a aposentadoria rural, acesso ao transporte, saúde e educação para os jovens são significativas. O acesso diferenciado a estes benefícios entre as regiões estudadas parece ser mais importante para o bem estar das famílias que o alcance ao crédito rural e financiamento agrícola. O autor também chama a atenção sobre a necessidade dos serviços de assistência técnica e de pesquisa repensarem suas práticas e proposições que vêem estes agricultores como sinônimo do atraso e uma realidade a ser mudada. Este tipo de comportamento não significa que estes produtores não tenham expressão econômica e social para o desenvolvimento, pois contribuem com a oferta agregada de produtos e respondem por um

número expressivo de empregos. Agrego que igualmente cumprem os papéis de preservar um modo de vida impregnado de história, têm uma relação menos agressiva com o ambiente e ocupam partes do território que, a depender da lógica econômica capitalista, ficariam abandonados ou seriam ocupados por atividades de forte impacto social, ambiental, como por exemplo tem ocorrido recentemente com a expansão da silvicultura. Estes são valores relevantes para a sociedade gaúcha?

As duas pesquisas citadas, que por certo basearam-se em dezenas de outras para alcançarem seus objetivos, permitem tecer algumas considerações à guisa de conclusões.

Considerações finais

A bovinocultura de corte foi a atividade originária da exploração dos campos meridionais do Brasil, a ponto de vir a constituir quase que numa identidade única – campo-gado-gaúcho. Sua evolução ao longo do tempo resultou no mosaico que temos hoje, uma quase viagem amostral no tempo, onde visualizam-se simultaneamente todas as etapas de desenvolvimento pelas quais passou. Encontram-se hoje no Rio Grande do Sul sistemas de produção de bovinos de corte que pouco diferem daquele praticado pelos jesuítas ainda no século XVII, um quase extrativismo daquilo que a natureza oferece. Não muito distante localizam-se propriedades usuárias das tecnologias consideradas as mais modernas, dirigidas sob critérios empresariais, visando maximização dos resultados econômicos como qualquer empresa capitalista contemporânea.

As evidências levantadas pelas pesquisas demonstram que são muitas as razões que provocaram esta trajetória, e talvez venham a ser as mesmas razões que explicarão sua continuidade. O foco dado a este artigo desde o seu título, demonstra que se depender do desempenho econômico a bovinocultura está fadada à desaparição. Raríssimos são os sistemas de produção que proporcionam resultados ao menos positivos; se falássemos de competitividade com alternativas de utilização da terra, quase certamente o número de possibilidades se reduziria ainda mais, tendendo a zero.

Contraditoriamente, a origem da resistência da bovinocultura de corte encontra-se no seu atraso relativo. O fato dos criadores não terem como objetivo primeiro a obtenção de lucro, de terem lógicas de produção e modos de vida diferentes daqueles próprios e esperáveis de setores produtivos numa economia mercantil capitalista, é o que explica sua existência, do contrário já a teriam abandonado. Por outro lado, em muitas regiões ela ainda persiste, pois as condições naturais não permitiam, até recentemente, a utilização da área para alternativas produtivas. A recente possibilidade da disseminação de plantios de árvores para produção de celulose trouxe uma ameaça nova.

Nesta condição, atraso é uma vantagem? É desejável a existência da bovinocultura nestas condições? Os papéis não produtivos que ela cumpre são relevantes? As políticas públicas devem ou têm o direito de intervir nos planos de vida destas pessoas? Até que ponto? Estas questões estão colocadas para a sociedade gaúcha que deverá julgar quanto à utilização que quer dar a sua área pastoril em contínuo processo de retração. A ameaça econômica que se posta sobre a bovinocultura de corte ameaça igualmente a continuidade da existência dos campos e boa parte da identidade gaúcha.

Referências

Bandeira P.S. 1994. As raízes históricas do declínio da Região Sul. In: *Crescimento econômico da Região Sul do Rio Grande do Sul: causas e perspectivas* (eds. Alonso JAF, Benetti MD & Bandeira PS). Fundação de Economia e Estatística Siegfried Emanuel Heuser Porto Alegre, pp. 7-48.

Cesar G. 2005. *Origens da economia gaúcha (o boi e o poder)*. IEL, CORAG, Porto Alegre.

Fonseca P.C.D. 1983. *RS: Economia & conflitos na República Velha*. Mercado Aberto, Porto Alegre, 144 p.

Fontoura L.F.M. 2004. A produção social do espaço agrário. In: *Rio Grande do Sul: paisagens e territórios em transformação* (eds. Verdum R, Basso LA & Suertegaray DMA). Editora da UFRGS Porto Alegre, p. 319.

Freitas D. 1993. O capitalismo pastoril. *Ensaios FEE (Fundação de Economia e Estatística). A sociedade gaúcha* 14: 438-465.

Graziano da Silva J. 1996. *A nova dinâmica da agricultura brasileira*. UNICAMP, Campinas.

Herrlein Jr. R. 2002. A peculiaridade da transição capitalista no Rio Grande do Sul, 1889-1930. In: *Anais... Encontro de Economia Gaúcha*. FEE/PUCRS, Porto Alegre (Capturado em http://www.fee.tche.br/sitefee/pt/content/eeg em 31/12/2004).

Pesavento S.J. 1994. *História do Rio Grande do Sul*. Mercado Aberto, Porto Alegre, 142 p.

Reverbel C. 1986. *O gaúcho. Aspectos de sua formação no Rio Grande e no Rio da Prata*. L&PM, Porto Alegre, 109 p.

Ribeiro C.M. 2009. *Estudo do modo de vida dos pecuaristas familiares da Região da Campanha do Rio Grande do Sul*. Tese de Doutorado, Programa de Pós-Graduação em Desenvolvimento Rural, Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre, 300 p.

Santos C.M. 1984. *Economia e sociedade do Rio Grande do Sul: século XVIII*. Ed. Nacional, São Paulo, 216 p.

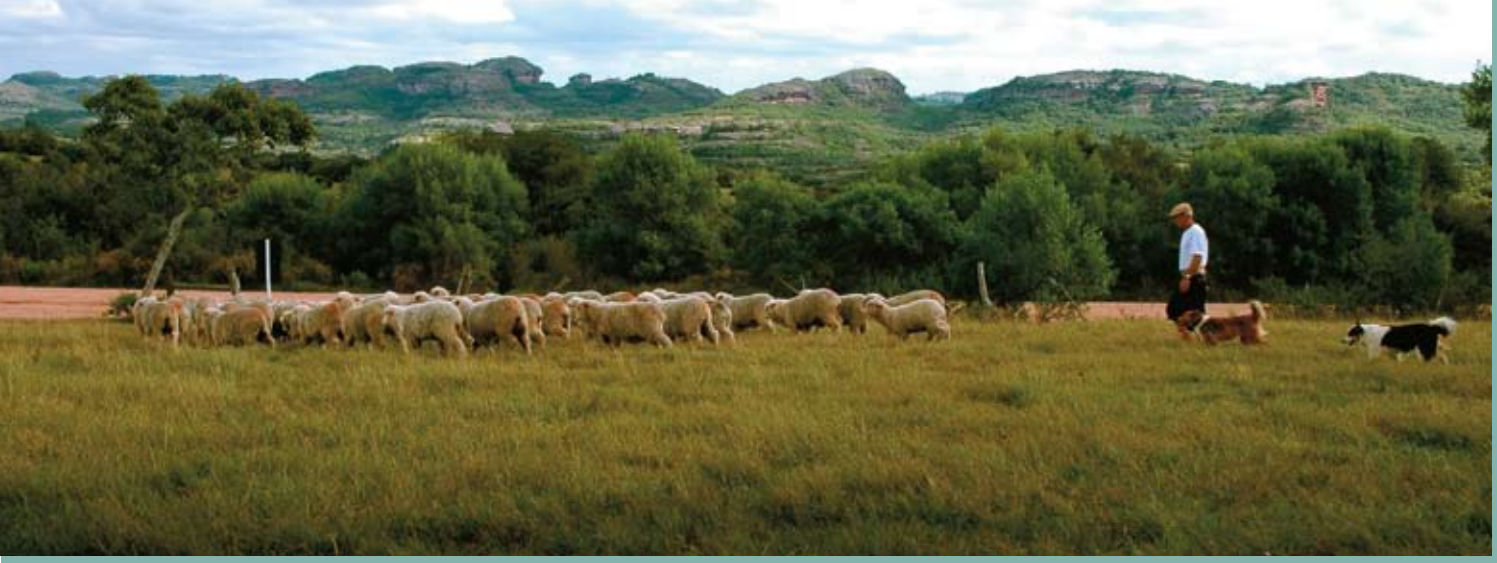
SEBRAE/FARSUL/SENAR. 2005. *Diagnóstico de sistemas de produção da bovinocultura de corte do Estado do Rio Grande do Sul*. Relatório de Pesquisa, IEPE/UFRGS, Porto Alegre, 265 p.

Torronteguy T.O.V. 1994. *As origens da pobreza no Rio Grande do Sul*. Mercado Aberto / IEL, Porto Alegre, 192 p.

Veríssimo da Fonseca P.A. 1982. *A formação do gaúcho*. Diário da Manhã, Passo Fundo, 122 p.

Xavier P. 1952. A Estância. In: *Rio Grande do Sul: Terra e Povo*. Livraria do Globo Porto Alegre, pp. 75-87.

Omara Lange. Quilombo em Caçapava do Sul, RS.



Capítulo 30

Desafios para conservação e a valorização da pecuária sustentável

Marcos Borba[1] & José Pedro P. Trindade[1]

Introdução

No mundo contemporâneo, apesar dos evidentes impactos negativos da ação antrópica sobre o ambiente natural, é crescente o desafio para aqueles que trabalham visando a conservação dos recursos naturais. Boa parte deste desafio decorre do aprofundamento de um "modo industrial" de uso dos recursos naturais, motor do modelo de produção e consumo das sociedades modernas. Isso é percebido nos mais diferentes ramos da atividade humana e, neste capítulo, consideraremos especialmente a situação nos ecossistemas campestres.

No momento atual da história humana experimentamos de forma simultânea a manifestação de diferentes faces de uma crise global e complexa, cujas causas múltiplas e interligadas vêm se acumulando ao longo dos últimos dois séculos. Uma crise do modelo civilizatório, cujas dimensões mais evidentes são a crise econômica e a crise ambiental. No entanto, a condição que poderia justamente desencadear uma mudança de comportamento e impelir a espécie humana a buscar um novo modelo de desenvolvimento – baseado em uma economia de baixo carbono, na conservação e uso sustentável dos recursos naturais e na eqüidade e responsabilidade social –, não tem sensibilizado os principais agentes do desenvolvimento para um profundo câmbio de valores que aponte para um "novo" padrão civilizatório. O que se vê é apenas o esforço para restabelecer a "confiança nos mercados" e a retomada do consumo, ignorando as evidências.

Portanto, apesar da evidente falência dos fundamentos deste modelo – revelado no esgotamento de energias e materiais, na redução da biodiversidade, na contaminação e esgotamento da água, na destruição de ecossistemas marinhos e terrestres, na contaminação atmosférica, no incremento dos resíduos na cadeia alimentar, no aumento da fome, miséria, marginalização e violência – o que se percebe é o recrudescimento, é apenas "mais do mesmo". As possíveis saídas apontadas para solução da crise não fogem ao mesmo pensamento que gerou a própria crise, se constituem no âmbito do mesmo

Foto de abertura: Valério Pillar. Guaritas em Caçapava do Sul, RS.

1 Pesquisadores EMBRAPA-CPPSul, Bagé, RS.

paradigma onde as causas da crise foram gestadas. Definitivamente a crise é antes de mais nada uma crise de percepção (Capra 1996).

Diante disso, percebe-se que o enfrentamento dos desafios representados pela conservação dos recursos naturais no âmbito da sociedade do consumo somente será possível se tal empreitada incluir a revisão crítica sobre as próprias bases filosóficas que orientam as relações entre o ambiente sócio-cultural e o ambiente natural, ou seja, entre a sociedade e a natureza, no contexto da modernidade. É preciso compreender criticamente que segundo as concepções filosóficas originadas na era moderna e aprofundadas no mundo contemporâneo, homem e natureza se encontram separados, onde aquele domina e explora esta a partir do uso da razão.

Desde uma visão moderna sobre o mundo e a vida, a natureza e seus recursos estão associados à idéia de restrição, insuficiência e ineficiência produtiva. Portanto, harmonizar conservação com produção parece ainda encerrar um paradoxo, parece suscitar o contraditório, pois o natural é belo (todos concordam), mas improdutivo e o ideal da eficiência produtiva (e por conseguinte econômica) somente pode ser atingido por substituição. O equilíbrio entre conservação ambiental e produção, no atual contexto da agricultura como negócio[2], surge como algo insuperável. A conservação é vista como barreira à livre expansão dos negócios da agricultura por duas razões principais: áreas conservadas (Área de Proteção Permanente – APP e Reserva Legal – RL) são limites à intensificação e sua manutenção exige "gastos". Conservação tem sido vista como ameaça e nunca como oportunidade, suplantando uma condição única para uma profunda transformação dos padrões de desenvolvimento e das relações entre as sociedades e o meio físico.

Isso nos remete a outra razão pela qual a conservação dos recursos naturais constitui-se em desafio de elevada dificuldade de solução. Trata-se da natureza dos conhecimentos derivados da ciência moderna, cujas bases estão assentadas sobre o empirismo, o racionalismo e o positivismo. A ascensão de tais princípios filosóficos (em especial do racionalismo) proporcionou as bases da ciência (que permite conhecer, acabar com o mistério) e da tecnologia (que permite intervir de forma segura, baseada em certezas) modernas. Pois, esta mesma ciência tem sido instrumento fundamental das relações entre o humano e o natural, mediante um conhecimento com pretensões de verdade absoluta, e gerada de forma objetiva e independente do contexto socioambiental. A produção de um conhecimento, cuja elaboração se utiliza da prática reducionista – que partilha os problemas em partes menores como forma de melhor compreender o objeto de estudo –, é insuficiente e incapaz de dar conta de uma realidade complexa, que deriva das interações sócio-ecológicas.

Somente um abordagem que conceba a realidade como algo complexo – já que resulta da interação entre cada cultura e seu ambiente físico – poderia gerar os elementos necessários à compreensão das potencialidade representadas pelo uso ecológico dos recursos naturais, gerando as bases para conhecimentos e estratégias produtivas apropriadas a cada situação. Portanto, o entendimento sobre os benefícios da valorização dos recursos naturais como vantagem competitiva, inclusive econômica, somente pode se dar com novas formas de pensar e de produzir conhecimentos.

Como conseqüência dos aspectos anteriores, encontramos uma terceira razão para a difícil tarefa de conservar os *campos*. Trata-se da concepção predominante sobre o que é desenvolvimento. Apesar de evidências cada vez mais ostensivas sobre os impactos sócio-ambientais negativos (crise ambiental), a noção de desenvolvimento ainda remete ao crescimento da economia, cuja base é dada pelo avanço científico e tecnológico. Sob hipótese alguma a qualidade dos recursos naturais e os serviços ambientais aparecem como críticos ou limitantes para a economia. Quase quatro décadas depois dos Limites do Crescimento[3], no momento em que a humanidade começa a experimentar de forma mais acentuada as conseqüências da crise ambiental global, ainda assim continua vigendo a noção de

2 Produção que se orienta pelas "oportunidades mercadológicas" representadas pela demanda mundial por commodities agrícolas.

3 Meadows *et al.* (1972). "The limits of growth". Universe Books. Nova York.

crescimento como Desenvolvimento. Mesmo no interior da idéia institucionalizada sobre desenvolvimento sustentável[4] – a versão ecotecnocrática do desenvolvimento sustentável em palavras de Eduardo Sevilla – o crescimento aparece inclusive como condição. Um visão linear sustentada por um modelo de economia apoiado no consumo. A equação é simples: maior demanda = maior consumo = maior desenvolvimento.

A aplicação da racionalidade industrial aos modelos agrícolas conduz invariavelmente à especialização produtiva como forma de ampliar a escala e obter maiores lucros. O risco inerente exige um aparato tecnológico químico, mecânico e cada vez mais biotecnológico, ou seja, os fluxos de matéria e energia, as relações ecossistêmicas, a diversidade biológica e os conhecimentos não científicos associados (locais, tradicionais, vernaculares) constituem empecilhos e sinalizam limites a serem superados. A agricultura como negócio estabelece a necessidade inexorável de um conjunto de "ferramentas" de intervenção que promove a simplificação do uso dos ecossistemas, cujos elementos componentes são vistos apenas como suporte físico para a implantação de um modo pretensamente autônomo de produção, onde tudo se resume à disponibilidade de capital para a aquisição de fatores de produção exógenos à natureza. Uma produção que se constitui a partir de sistemas intensivos em capital, ou seja, uma produção capital dependente.

Dada sua estreiteza, tal percepção não contempla um fato simples, ainda que nada simplório: tratamos de um consumo exponencial contra recursos finitos. Ou seja, o modelo de uso dos recursos naturais – ou a forma como a sociedade apropria (socializa) os recursos naturais – ultrapassa a capacidade de produção e reprodução dos ecossistemas. A pretensa supremacia do humano sobre o natural, a geração de conhecimentos alheios ao contexto independentes da situação e o crescimento como condição do desenvolvimento estão, portanto, entre as grandes barreiras à conservação dos recursos naturais, incluindo os biodiversos sistemas ecológicos campestres.

Contexto do desenvolvimento

Desde um ponto de vista filosófico, a noção de desenvolvimento, a partir do final do Renascimento – da transição entre a Idade Média e a era Moderna – tem estado impregnada pela sensação de domínio do humano sobre o natural. Perdura a idéia do poder da razão (poder humano) sobre a natureza "bruta". Desde a "Era dos Descobrimentos" (entre os séculos XIV e XVII) e sob uma perspectiva econômica, o desenvolvimento tem sido construído à semelhança de certas identidades socioculturais. Foi a partir da identidade européia pós-medieval que se constituiu a noção de "mundo ocidental"[5].

A colonização gerou "várias Europas" através da "difusão" ou massificação tanto de práticas produtivas, genética vegetal e animal, incluindo bactérias, vírus e insetos, quanto de formas de pensar e de produzir conhecimentos. Enfim, a difusão de um Modo de Produção (Capitalismo) e de um Modo de Uso dos Recursos Naturais (Industrial). No entanto, para os propósitos deste texto, podemos considerar o "contexto do desenvolvimento" tal qual conhecemos e experimentamos nos dias atuais, a partir do período Pós II Guerra Mundial, quando foram estabelecidas as bases da noção de "Crescimento Econômico". Quando o desenvolvimento passou a ser tratado como a busca por um estado superior ou mais pleno que o pré-existente, tanto quantitativa como qualitativamente (Guzmán Casado *et al.* 2000:115).

Esta fase – caracterizada pela tecnologização, pela busca da prosperidade material (supremacia do "ter" sobre o "ser") num ambiente de estabilidade política – se funda na idéia que "o desenvolvimen-

4 Visão expressa no relatório Brundtland. "Nosso Futuro Comum".

5 Para se opor ao "mundo oriental". Orientalismo - Escobar (1995). Fundamentalmente a história do desenvolvimento se assenta sobre a criação de uma série de oposições, tais como: "Mundo rural" e "Mundo urbano", "Mundo moderno" e "Mundo tradicional", "Mundo atrasado" e "Mundo avançado", "Primeiro Mundo" e "Terceiro Mundo".

to econômico, tal qual é praticado pelos países que lideraram a revolução industrial, pode ser universalizado" (Furtado 1998). O desenvolvimento sucedeu o colonialismo como forma de dominação. A diferença seria o imperativo moral e tecnocrático presente no modelo da modernização pós-colonial, onde o imperativo moral justifica o tecnocrático (Esteva 1997). Assim, sustentados por esta pretensa moralidade, os subdesenvolvidos ou contemporâneos primitivos, deveriam ser retirados de seu estado de atraso, de sua condição indigna, de suas formas tradicionais de apropriação da natureza e de seu total "desinteresse" pelo mercado livre para logo serem conduzidos ao mundo da ciência (convencional), do conhecimento (científico), da tecnologia (industrial) e do consumo (irresponsável) (Borba 2002).

Desde então o desenvolvimento encontra-se impregnado pela idéia que todos os povos do planeta devem perseguir um mesmo caminho na direção de um "estado de desenvolvido" expresso pela situação das nações "que correm na cabeça" (Sachs, 1997). Assim, culturas diferentes deixam de ser vistas como modos sem paralelos da existência humana, para serem consideradas carentes quando comparadas com países "avançados". É neste contexto que surgem as chamadas instituições de *Bretton Woods*[6] oportunizando assim a "estrutura operativa que orquestrará, em todo o mundo, a implementação do modo industrial de uso dos recursos naturais" (Guzmán Casado *et al.* 2000).

A história do desenvolvimento a partir dos anos 50 do século XX até os dias de hoje reflete nada mais que o poder adquirido por uma representação capaz de fazer com que a "necessidade de desenvolver-se" tenha se tornado o principal problema da maioria dos países do mundo. Ao ponto de que, num esforço quase desesperado para *des-subdesenvolver-se*, muitos países tenham aceitado submeter suas sociedades a crescentes processos de intervenção externa (Arrighi 1997). Como conseqüência, alastrou-se pelo mundo inteiro uma idéia homogeneizante de desenvolvimento onde o contexto local, sociocultural ou natural, é simplesmente ignorado e desvalorizado, fazendo com que a conservação dos recursos naturais seja algo relegado.

A chamada metade sul do Rio Grande do Sul (RS), em geral e a Serra do Sudeste em particular, constituem um espaço geográfico onde o desenvolvimento foi profícuo como discurso, embora não tenha se concretizado como prática. O discurso do (sub)desenvolvimento foi incorporado pelas populações locais que ainda hoje reproduzem a noção de incapacidade, algo que fica expresso nas estratégias de desenvolvimento regional pautadas por iniciativas desenhadas, implantadas e controladas de "fora-para-dentro", sem qualquer participação da população local que a tudo assiste passivamente. Neste contexto, se incluem a monocultura de árvores, a mineração, os biocombustíveis, os projetos de irrigação para culturas de escala, etc. Todas atividades que se justificam pela necessidade de se obter níveis de produção que superem a improdutividade dos recursos naturais.

No entanto, também podemos considerar que as mesmas razões que impediram a instalação na metade Sul do RS do modelo único de desenvolvimento – sustentado na modernização da agricultura e industrialização – possibilitaram a conservação de uma série de elementos de grande relevância para o desenho de estratégias sustentáveis de desenvolvimento. Dentre estes elementos, destacamos a diversidade biológica e paisagística, a cultura associada à criação de animais em sistemas dependentes dos recursos forrageiros nativos, a preservação da fauna e flora locais, a conservação dos serviços ambientais, entre outros.

No momento em que a humanidade sofre impactos causados por formas de produção altamente dependentes de insumos químicos e energéticos – que desconsideram o contexto sócio-ecológico dos locais e a exclusão social, voltadas exclusivamente à maximização dos valores de troca – a valorização e a mobilização dos recursos locais poderia representar a mais importante estratégia para o desenvolvimento sustentável desta importante região do estado.

6 BM, FMI e GATT (hoje OMC)

Relações sociedade-natureza

Do ponto de vista histórico podemos interpretar o uso dos recursos naturais – a *artificialização* dos ecossistemas – como um processo de mútua determinação entre o entorno físico e as culturas humanas. Ou seja, ao longo dos tempos a natureza conformou as estratégias de intervenção humana de maneira que conhecimentos e tecnologias eram sócio-historicamente construídas pela cultura local e selecionados pela melhor resposta adaptativa ao meio natural. Ao mesmo tempo as formas de organização dos grupamentos humanos e seus valores definiam o grau de intervenção e manipulação sobre o ambiente natural e seus recursos.

A partir das concepções modernas, no entanto, homem e natureza definitivamente se separam. O humano finalmente está livre da natureza, que deixa de ser misteriosa através da ciência – configurada a partir do domínio da razão – e da tecnologia. A partir desse momento da história o homem crê finalmente conhecer e dominar a natureza, iniciando a ruptura das relações diretas entre sociedade-natureza. A cultura já não responde diretamente aos sinais da natureza decorrentes de sua intervenção. Esta relação passa a ser mediada pela tecnologia a qual já não depende do contexto onde é originada. Muito pelo contrário, cresce cada vez mais a noção de um conhecimento e de uma tecnologia cosmopolita que deve subsidiar as mesmas formas de produção em "qualquer lugar". Para cada impacto negativo proveniente do uso de determinada tecnologia ou forma de produção, recomenda-se nova tecnologia gerada dentro do mesmo paradigma científico, ou seja, um processo de "mais do mesmo" que tende a agravar os efeitos antrópicos sobre os recursos naturais. A solução usa a mesma lógica que gera o problema.

Ao aceitar, seguindo a Norgaard (1994), que a cultura humana organiza os sistemas biológicos tanto como estes modelam a cultura, num processo recíproco de seleção, devemos avançar na direção de uma visão não linear das relações sociedade-natureza. Faz-se necessário desconstruir a idéia segundo a qual o sistema inteiro muda quando se intervém em suas partes ou subsistemas. Ou seja, romper com a visão sobre desenvolvimento onde os recursos naturais (e os valores que o avaliam) são externos ao processo. Que a natureza pode ser compreendida objetivamente mas subjetivamente interpretada segundo valores que não contemplam a qualidade dos recursos naturais como uma questão crítica para a sustentabilidade do modelo econômico vigente. Isso justifica a noção sobre desenvolvimento suportada pelo avanço tecnológico, cujo emprego proporciona o crescimento econômico que, de forma "natural", conduz ao bem estar da sociedade e proporciona o excedente necessário para reinvestimento em novos conhecimentos que, conseqüentemente, garantem inovações tecnológicas. Um processo contínuo de retro-alimentação.

Na perspectiva da coevolução, onde sociedade e natureza se determinam mutuamente, o ecossistema inclui o sistema de conhecimentos, o sistema de valores, a organização social e a tecnologia par e par com o sistema biológico. Configura-se uma realidade de complexas interações cujas partes e relações mudam com o tempo e a natureza das partes somente pode ser compreendida no contexto da coevolução como um todo (Norgaard 1994). Por outro lado, permite entender que para o desenvolvimento sustentável não é suficiente a aplicação de inovações tecnológicas geradas fora do contexto; é necessário compreender como os agroecossistemas tradicionais se configuraram e re-configuraram ao longo do tempo. Precisamos responder como os sistemas de produção que ainda mantém características "pré-industriais" refletem adaptação ao meio físico – onde a dependência de recursos naturais, como o campo nativo, é uma das características marcantes.

Desde tal perspectiva, a aprendizagem, o conhecimento e as transformações socioeconômicas e ecológicas são interdependentes. A evolução do sistema natural é uma resposta às pressões culturais, em função dos valores, da visão de mundo e da organização social das populações. Por sua parte, o sistema cultural e suas possibilidades evoluem respeitando o ecossistema. Dessa forma o conhecimento tradicional, a organização social e as características biológicas tem papel ativo e não se pode separar

um dos outros no contexto da evolução (Norgaard 1994). Essa visão, que se enfrenta ao pensamento determinístico próprio da concepção científica convencional, é chave para o debate sobre a conservação dos recursos naturais campestres.

O tradicional como produtor de diversidade

A modernidade, afora aspectos culturais, implicou na transformação do Modo de Produção e do Modo de Uso dos Recursos Naturais (Gadgil & Guha 1993) ou do Modo de Apropriação da Natureza (Toledo *et al.* 1999). Do ponto de vista da produção significou sobretudo a transformação de formas mais autônomas, no que se refere à energia e aos insumos, e com alto grau de integração ao meio físico por modelos altamente dependentes de insumos químicos e energéticos externos aos sistemas e com elevado grau de manipulação do ambiente físico. Ou seja, para a agricultura significou a mudança drástica de um modelo que, para funcionar, dependia da compreensão dos agricultores sobre as complexas relações ecossistêmicas como forma de explorar o potencial produtivo dos sistemas naturais, para sistemas simplificados, reduzidos à disponibilidade ou não de um conjunto de recursos externos ao sistema.

A implantação, em escala mundial, do "manejo industrial" (Guzmán Casado *et al.* 2000) dos recursos naturais redundou na noção de desenvolvimento agrícola que predomina ainda hoje. Uma idéia fundamentada em inovações tecnológicas constantes – visando o crescimento da produção e do consumo. Uma visão que reforça a dependência por materiais e serviços provenientes da economia (em detrimento dos recursos da natureza e serviços ambientais) – mobilizados a partir do mercado –, na mesma medida que abrevia o interesse pela compreensão do sistema natural como "insumo" para estratégias de uso sustentável dos recursos naturais. A apropriação da natureza se dá exclusivamente baseada em conhecimentos, tecnologias e valores externos ao contexto sócio-ambiental no qual se dá a produção (Norgaard 1994). Um modelo agrícola mundial baseado na difusão de "novas tecnologias" (primeiro químicas e mecânicas e, mais recentemente, biotecnológicas) orientadas pela lógica do lucro, que desconsideram as externalidades[7] negativas de um modo de produção que depende de recursos não renováveis e que impacta o meio natural e social onde atua.

O processo de transição do modo camponês de produzir – menos dependente do mercado, que usa principalmente elementos que entram no sistema de produção como não-mercadorias (van der Ploeg 2006) sendo, portanto, dependente do meio físico, dos conhecimentos vernaculares, da cooperação no trabalho e do desenvolvimento local de instrumentos (tecnologias) úteis – para o modo industrial, retirou o controle sobre o sistema de produção das mãos dos agricultores, na medida em que cada vez mais o conhecimento científico (descontextualizado) e os insumos mobilizados através do mercado constituem os fundamentos da produção.

Os padrões tecnológicos e as relações com o mercado na agricultura moderna avançam continuamente, visando transformar agricultores em empresários empreendedores. Aqueles que não conseguem acompanhar são considerados "atrasados" e, portanto, necessitados de intervenções exógenas e passam a ser objeto das políticas de desenvolvimento. Nesse contexto o tradicional é visto como resíduo anacrônico de uma era pré-industrial que precisa, sob pena de impedir o "desenvolvimento", ser eliminado.

Ainda que o processo de modernização esteja muito longe de ser completado[8], o reflexo deste comportamento é a crescente homogeneização dos padrões produtivos, onde em qualquer lugar se culti-

7 Todas aquelas conseqüências do processo produtivo que não são incorporadas pelo sistema de preços. Podem ser positivas (benéficas como a manutenção do ciclo hidrológico, a conservação do solo, das paisagens, etc.) ou negativas (maléficas como a destruição da biodiversidade, a erosão do solo, a exclusão social, etc.)

8 Apesar dos teóricos, tanto liberais como marxisistas, terem anunciado desde o século XIX o fim do modo camponês, o processo de modernização da agricultura não se completou em muitas regiões do mundo o que contribui para a geração de uma enorme diversidade de estilos de produção que variam entre a agricultura de subsistência e a agricultura capitalizada em diferentes graus.

vam ou se criam as mesmas variedades das mesmas espécies, usando os mesmos formatos tecnológicos para fornecer aos mesmos mercados. A agricultura moderna acaba com as diferenças próprias de inúmeras "culturas agrícolas" forjadas na interação direta de diferentes grupos humanos com seus diferentes ambientes físicos; variados conjuntos de recursos gerando múltiplos arranjos no tempo e no espaço.

No entanto, quando observamos mais atentamente a realidade atual, verificamos que em diferentes regiões do mundo – apesar dos esforços dos governos e agentes financiadores – a "modernização da agricultura", por razões que variam entre o econômico, o cultural e o ecológico em diferentes combinações, se constitui em um processo incompleto. Não são poucos os lugares onde a agricultura ainda se encontra determinada pelas condições naturais do ambiente, dado que grande parte dos agricultores do mundo não possuem as condições que asseguram o acesso ao conjunto de insumos químicos, biológicos e energéticos que compõem os padrões modernos de produção. A maioria dos agricultores ainda experimenta uma condição onde apenas fragmentos de formatos tecnológicos são incorporados e as relações com o mercado são parciais. Vivem e produzem em situações onde prevalecem processos de desconstrução-reconstrução da informação, do conhecimento e da tecnologia. Tais regiões representam verdadeiras riquezas, quando o objetivo se trata de promover a sustentabilidade produtiva e a conservação dos recursos naturais.

Estas regiões são denominadas tradicionais (como oposto de moderno), isto é, cujas formas de produção têm características pré-industriais ou encontram-se em um estágio anterior na "evolução" dos processos de artificialização dos sistemas naturais, onde o funcionamento dos agroecossistemas depende do entorno físico, da quantidade e qualidade dos recursos apropriados. Isto quer dizer que as formas tradicionais de produção dependem mais das relações com o meio-ambiente-natural que das relações com o meio-ambiente-social (Toledo 1993).

Sendo assim, pode-se esperar que nos lugares ou regiões onde persistem as formas tradicionais de produção se verifique alta diversidade de formas de artificialização dos ecossistemas o que, por conseqüência, se constitui em enorme riqueza quando o assunto é a conservação ou o uso sustentável. Para o caso da pecuária, a Serra do Sudeste, a região dos Areais, a APA do Ibirapuitã e os Campos de Cima da Serra podem, mediante um olhar sócio-ecológico mais atento, revelar sistemas agrários que, ao refletir uma interação entre ambiente físico e a cultura, se caracterizam pela conservação e dependência dos recursos campestres. Uma realidade que gera distintas "arquiteturas" do campo e significa uma grande oportunidade para se estabelecer o equilíbrio entre produção de qualidade e conservação dos recursos naturais. Neste caso, a valorização dos sistemas tradicionais e da potencialização de suas relações sócio-ambientais, que configuram uma verdadeira pecuária sustentável, podem configurar as bases para a diferenciação dos processos produtivos regionais, favorecendo o estabelecimento de marcas de qualidade para seus produtos. Como condição para tanto, necessitamos métodos de produção de conhecimentos que, respeitando os saberes tradicionais, possibilitem a valorização dos campos como base para a produção sustentável e assegurem a apropriação democrática por parte dos produtores, especialmente os familiares.

A pecuária sustentável

Situada a questão da conservação dos recursos naturais campestres no contexto das concepções filosóficas que sustentam a visão moderna sobre a natureza, das concepções sobre a geração do conhecimento (científico) que orienta a produção e da idéia predominante sobre o desenvolvimento, é chegada a hora de definirmos o que seriam as características das formas de produção capazes de incorporar a qualidade dos recursos campestres como fator de diferenciação produtiva, eficiência econômica e sustentabilidade sócio-ambiental.

Não há dúvidas sobre a necessidade de que tais estratégias de uso sustentável dos recursos campestres incluam a noção de coevolução, que aplicada à situação ecosociocultural da região Pampeana,

nos remete à exploração pecuária. Associando isso às mudanças verificadas nos padrões de consumo de produtos de origem animal, podemos vislumbrar a oportunidade da região constituir sua imagem como produtora de qualidade, vinculando processos produtivos apropriados e o ambiente ecologicamente original.

No caso da carne, observando as tendências de consumo, fica evidente que a região Pampeana do Rio Grande do Sul tem plenas condições, pelo menos potencial, de oferecer um produto capaz de atender as necessidades dos consumidores mais exigentes, especialmente no que se refere à qualidade e segurança do alimento. Isso em função da possibilidade de se utilizar aspectos relacionados com a qualidade ambiental encontrada nos ecossistemas campestres predominantes na região. Qualidade esta dada pela alta qualidade forrageira presente na diversidade de gramíneas e leguminosas (veja Capítulo 4), pela ausência de poluição química, pela beleza da paisagem, associada à condição privilegiada em termos de segurança alimentar[9]. Está cada vez mais claro que sistemas pastoris oferecem as maiores garantias nesse sentido (Borba 2007).

Quanto à saúde e nutrição, as *carnes sul-rio-grandenses* apresentam amplas possibilidades de diferenciação. Considerando a alimentação a pasto dos animais – que pode proporcionar o predomínio de gorduras insaturadas –, sem uso de anabolizantes e reduzido uso de antibióticos, poder-se-ia pensar em diferenciar as *carnes do Pampa Gaúcha* como produtos naturais. Ainda mais quando os principais concorrentes internos são os estados do Centro-oeste e do Norte, cujos sistemas de produção de carnes implicam em conversão de ecossistemas dos biomas Cerrado e Amazônia e, conseqüente, drástica redução da biodiversidade.

Vislumbramos que a partir do manejo sustentável da riqueza e da diversidade dos campos, poderíamos, não competir em escala, mas sim ofertar um produto de qualidade impossível para outras zonas brasileiras (Borba 2007). Desta forma, é plausível considerar que as características regionais podem proporcionar as bases para designar produtos cuja reputação possa ser atribuída ao meio geográfico, incluindo fatores naturais e culturais. Um potencial cuja consumação necessita de uma nova perspectiva. Do ponto de vista do desenvolvimento, seria fundamental que pudéssemos situar os recursos naturais campestres dentro de um modelo de desenvolvimento rural, endógeno, integral e sustentável (Calatrava 1995, adaptado por Guzmán Casado *et al*. 2000).

"Não existe desenvolvimento rural se este não está baseado na agricultura e sua articulação com o sistema sociocultural local, como suporte para a manutenção dos recursos naturais" (Calatrava 1995).

O modelo, segundo o autor, deveria estar caracterizado pela **integralidade** na medida em que visa aproveitar os distintos recursos disponíveis; pela **harmonia e equilíbrio** entre os sistemas econômico e ecológico; pela **autonomia de gestão e controle** onde os atores locais sejam os responsáveis por gerar, gerir e controlar os elementos do processo de desenvolvimento; pela **minimização das externalidades negativas** no sentido de evitar a degradação dos elementos da biosfera (solo, ar, recursos hídricos e diversidade); pela **manutenção e potenciação dos circuitos curtos** perseguindo estratégias para manter e potencializar os mercados locais; pela **utilização do conhecimento local vinculado aos sistemas tradicionais de manejo dos recursos naturais**[10], característica central do enfoque agroecológico; e pela **pluriatividade, seletividade e complementaridade das rendas**, mediante a recuperação de práticas sustentáveis, a seleção de atividades produtivas para complementar rendas e respeitando as formas de ação social coletiva local.

9 Neste aspecto tem grande importância a ausência de Encefalopatia Espongiforme Bovina (vaca louca) e outras enfermidades que implicam riscos para a saúde humana.

10 Para Calatrava, não é necessário *"um manejo camponês, acumulado pela transmissão oral do conhecimento durante gerações, para o desenvolvimento de tecnologias de natureza meio-ambiental específicas de um agroecossistema. É a lógica ecológica existente nos ciclos naturais, vinculados a cada pedaço de natureza, a que possibilita a geração do conhecimento local"* (Calatrava 1995).

No contexto da região Pampeana, a pecuária de "campo nativo", em especial aquela de pequena e média escala, atenderia praticamente todos as características do modelo de Calatrava. Dessa forma a pecuária de campo nativo poderia ocupar papel de elevada preponderância por significar uma estratégia produtiva de baixa entropia e elevada renovabilidade. Ou seja, uma atividade que, ao explorar de forma eficiente os recursos naturais e os serviços ambientais produzidos pelos ecossistemas campestres, pode engendrar uma produção altamente eficiente do ponto de vista da incorporação e degradação de energia. Isso acarretaria na geração de produtos únicos em termos de qualidade (nutricional) e de elevada eficiência na medida em que usa principalmente fontes energéticas renováveis. Assim, a pecuária de pequeno e médio porte pode constituir sistemas de produção com características de perenidade e eqüidade, próprias da sustentabilidade.

No mundo da "volta das incertezas", no estado de crise atual – na sociedade do risco[11] – a produção oriunda de uma "cadeia produtiva da pecuária de campo nativo", pode significar uma grande oportunidade de negócios. Empresas dos diferentes segmentos que compõem a cadeia da carne, ao se comprometer com a idéia de "negócios sustentáveis", ao adotar conceitos de seleção de fornecedores e parceiros – reunindo aqueles que concebem a efetiva possibilidade de se obter níveis de eficiência produtiva a partir do campo nativo –, podem construir vínculos economicamente viáveis e ambientalmente justos. E desta forma ocupar um espaço único em termos de mercado a partir da idéia de Arranjos Produtivos Locais[12].

A viabilidade de uma organização desta natureza deve passar, do ponto de vista dos negócios, pela incorporação do conceito de responsabilidade ambiental, isto é, se faz necessário que o segmento produtivo abandone a idéia segundo a qual a conservação do ambiente natural onera a produção para incorporar a noção de que os recursos naturais e sua conservação são elementos críticos para a manutenção dos sistemas de produção. Investir em tecnologias apropriadas, consumir menos recursos não-renováveis, gerar menos resíduos, otimizar a reciclagem de matéria e energia, contar com colaboradores conscientes e buscar a cooperação com representantes de outros setores da cadeia (antes e depois da porteira) que respeitam o meio ambiente, passa a ser uma importante garantia de êxito comercial futuro. Conservar os recursos naturais será a garantia de retorno financeiro, pois representa a oportunidade para que aquelas regiões (ou empresas), que construírem uma imagem associada à riqueza dos recursos naturais, atraiam parceiros, consumidores e investidores.

No tocante à produção *per se*, podemos apontar a necessidade de formatos tecnológicos que valorizam o local (apropriados ao local) e não o destruam para adaptá-lo às técnicas. Isso gera uma demanda por conhecimento interdisciplinar e sistêmico (ciclos geoquímicos, transformações de energia, processos biológicos, relações socioeconômicas). Enfim, a pecuária sustentável – que valorize os recursos naturais campestres – pressupõe um câmbio fundamental, qual seja abandonar a noção de sistemas de produção capital-dependentes em prol de sistemas intensivos em conhecimentos. O que suscita a necessidade de novas concepções sobre o desenvolvimento e novas abordagens (postura epistemológica, aparato conceitual e metodológico) de parte dos "produtores de conhecimentos" (ciência no contexto do local).

Inovação para a sustentabilidade

Ao afirmar a necessidade de novas concepções sobre o desenvolvimento e uma nova postura de parte dos "produtores de conhecimentos", apontamos para a necessidade de inovar. Considerando que a necessidade é de uma inovação que supere a noção de apenas novos produtos e novos mercados. Pode incluir aperfeiçoamento de algo já existente, novo produto, nova área da pesquisa ou da tecnologia, no

11 Conceito de Beck *et al.* (1997).

12 Arranjos Produtivos Locais são aglomerações de empresas localizadas em um mesmo território que apresentam especialização produtiva e mantém vínculos de cooperação, articulação, interação e aprendizagem entre si e com outros atores locais.

entanto, somente existirá se for pensado dentro de uma nova perspectiva de futuro, por um novo olhar sobre as possibilidades representadas pela valorização do "local" como produtor de diversidade.

No entanto, no contexto das instituições de pesquisa, incluindo as universidades, ainda prevalece a idéia de oferecer algo a mais, embora não necessariamente mais duradouro, portanto, seguro e eficiente. Seguindo esta linha queremos apontar que não existe inovação na concepção do atual modelo de produção e consumo, suportado pelo idéia de crescimento continuado. A inovação, para ser concebida, precisa estar situada no âmbito de uma "destruição criativa da sociedade industrial", conforme assinalado por Beck *et al.* (1997). Os autores denominam *modernidade reflexiva* a desvinculação e logo a re-vinculação das formas sociais industriais por outro tipo de modernidade. Portanto, novos formatos tecnológicos e novas formas de organização social, capazes de suportar formas de produção que valorizem a diversidade dos diferentes contextos ecosocioculturais, dependem de novas formas de conceber problemas de pesquisa, de formular perguntas orientadoras, de perceber a realidade. Enfim, a própria noção de eficiência precisa ser revisada, para incluir a preocupação com as externalidades negativas advindas dos modelos atuais de produção, transformação, circulação e consumo. Neste caso, a inovação somente pode ser concebida no contexto de um novo modelo de economia, onde a eficiência energética, a análise eMergética[13], as externalidades, a degradação (ou conservação) dos recursos naturais, a eqüidade social e a qualidade, sejam critérios de sustentabilidade.

O maior desafio, portanto, antecedendo inclusive a necessidade da inovação, é um processo de desconstrução-reconstrução. Desconstruir as representações obsoletas do mundo – globalocêntricas e globalocráticas (Dirlik 1998) –, centradas nos valores da dominação, competição e expansão, e reconstruir no imaginário das pessoas – produtores, políticos, pesquisadores, cidadãos – o espaço de valorização dos recursos naturais e dos serviços ambientais próprios do "local" como base de uma nova economia. As estratégias de produção, circulação, transformação e consumo devem conceber as interações entre o mundo material e os sujeitos humanos como portadoras de verdadeiro potencial econômico. Isso nos remete a buscar um espaço material e sociocultural onde, dada a necessidade de viver e produzir, se dá a interação entre as pessoas e seu meio físico, gerando um mútuo processo histórico de co-adaptação. Conceber que a diversidade – como expressão da coevolução entre dada cultura e seu entorno – pode assegurar a originalidade de processos produtivos e garantir agregação de valor econômico.

Tal concepção nos impulsiona a considerar como grande oportunidade a construção de estratégias de desenvolvimento com enfoque territorial e perspectiva endógena. Ou seja, um desenvolvimento que parte das características e recursos locais para promover uma nova coerência entre elementos "tradicionais" e "modernos", buscando harmonizar as condições ecológicas, culturais e econômicas do local (Borba 2002). Um desenvolvimento constituído a partir de um processo intencional dos atores de um determinado território que, a partir de suas potencialidades e vocações, constroem um projeto de desenvolvimento com mais participação social, mais eqüidade e sustentabilidade (Zapata 2007).

O geógrafo italiano Giuseppe Dematteis, da Universidade de Turim – para quem a geografia deveria se mover em duas direções divergentes e complementares, uma crítico-reflexiva onde se buscaria "desconstruir as representações do mundo que podemos denominar de não-sustentáveis" e outra operativa que deve contribuir "para o nascimento e difusão de novas representações baseadas no reconhecimento e valorização das potencialidades desprezadas em cada território e em cada sociedade local" – aponta a necessidade, para promover o desenvolvimento, de se acabar ou, pelo menos, reduzir a dependência e que para tanto são necessárias políticas que objetivem a inclusão. Inclusão, na perspectiva territorialista do autor, significa "capacidade de reconhecer, controlar e transformar em valo-

13 eMergia, eMergy do inglês, *EMbodied energy*. Refere-se a quantidade e qualidade das fontes energéticas incorporadas a qualquer processo produtivo, considerando tanto aquelas provenientes da natureza (renováveis e não renováveis) quanto aquelas originadas da economia (serviços e materiais).

res[14] a potencialidade dos diversos sistemas territoriais; significa fazer reconhecer, também no exterior, esses valores, de modo que possam entrar e circular nas redes globais" (Dematteis 2007).

Neste sentido, entendemos que somente mediante um exercício interdisciplinar[15] – que supere a divisão entre a ciência agronômica, a ecologia e as ciências sociais – o conjunto das disciplinas científicas pode contribuir para que os atores sociais RE-conheçam, ou seja, percebam de outra maneira os potenciais de cada sistema sócio-ambiental a ponto de conscientemente transformarem estes em ativos sobre os quais construir uma estratégia original de transformação da realidade.

No caso da pecuária, a transformação de recursos naturais em ativos capazes de redundar em "oportunidades de negócio" significa o seu uso como base para sistemas de produção de produtos de origem animal. O que passa pela demonstração científica do potencial da vegetação campestre – bem como das formas de produção consideradas tradicionais – para a produção de qualidade diferenciada. O interesse em conservar depende, portanto, do re-conhecimento destes recursos como dotados de efetiva utilidade e potencial econômico. Algo que requer uma nova base de conhecimentos construídos com a participação ativa dos atores sociais envolvidos, ou seja, uma conhecimento localmente adaptado e gerado em um contexto de rede – a inovação como sistema social – entre pessoas e instituições que mobilizem o local e constituam formatos tecnológicos que valorizam o local e não o destroem para adaptá-lo à técnica.

Somente uma mudança profunda, verdadeiramente radical – capaz de promover o câmbio dos atuais sistemas de produção intensivos em capital para sistemas intensivos em conhecimento, que concebam produção de menor entropia[16] e maior renovabilidade –, poderá gerar produtos cuja identidade seja essencialmente relacionada com sua área de origem. Isso, por sua vez, depende ainda da implicação dos pesquisadores com a realidade, assumindo um compromisso ético com a solução dos problemas sócio-ambientais, garantindo uma relação sujeito-sujeito com os diferentes atores, onde os agricultores (criadores) sejam centrais no desenho das relações entre produção e natureza e entre produção, circulação e consumo. O que em definitivo necessita de uma abordagem Agroecológica como um novo paradigma capaz de integrar diferentes sistemas de conhecimentos em uma perspectiva sócio-ecológica.

O caso da Serra do Sudeste – território do Alto Camaquã

O estado atual e futuro de sistemas naturais campestres é fruto e depende de interações bióticas e abióticas complexas onde a interferência antrópica tem sido determinante no direcionamento de processos naturais que, evidentemente, devem ser considerados no delineamento de sistemas produtivos sustentáveis. As transformações sofridas pelos campos sul-rio-grandenses desde a introdução de eqüinos e bovinos é uma evidência deste processo, de uma coevolução homem-ambiente.

Quando da chegada dos primeiros naturalistas ao RS, a fisionomia das formações campestres era bastante diversa da atual. De campos «macegosos» e altos a sistemas remanescentes daqueles dominados por espécies de «gramado» hoje. O processo de mudança, no entanto, é altamente dependente da interação de fatores bióticos e abióticos diversos e de relações complexas que não ocorrem de maneira uniforme no espaço e no tempo. Do mosaico originário deste processo de coevolução, um caso em particular deve ser considerado: a Serra do Sudeste, particularmente o terço superior da bacia do Rio Camaquã. Esta região se destaca pela conservação de uma paisagem construída ao longo de

14 O autor faz questão de esclarecer que por valor não entende somente valores de mercado, "mas também e sobretudo, os recursos ecológicos, humanos, cognitivos, simbólicos, culturais que cada território pode oferecer como valores de uso, bens comuns, patrimônio da humanidade".

15 Superando a multidisciplinariedade, onde as disciplinas se aproximam mas sem abrir mão de suas próprias concepções sobre a realidade, os problemas e soluções, a interdisciplinariedade, pretende o compartilhamento, entre diferentes disciplinas científicas, de uma visão sobre o mundo, seus problemas e possíveis soluções. Em palavras de Costa Gomes na interdisciplinariedade as disciplinas compartem um marco epistêmico.

16 Entropia aqui segue a noção física, da termodinâmica, que aponta para o processo de degradação de energia.

um processo de construção/consolidação de uma atividade pastoril que se traduz no presente pela alta dependência de recursos naturais renováveis, aliás característica desejável na construção de sistemas pecuários produtivos sustentáveis multifuncionais, pois cumprem papel ambiental, social e econômico (Jouven 2006) muito importantes.

Pode-se perceber uma forte influência dos manejadores na modificação da paisagem, onde uma matriz heterogênea de um mosaico de formações campestres e florestais nativas se conserva ao longo do tempo. Se observam estratégias de manejo que têm sido transmitidas de pai para filho, garantindo uma importante ligação entre gerações, além de sua continuidade (Jouven 2006). Na sua maioria, são sistemas de produção de alta renovabilidade, baixa dependência de insumos externos e alta dependência de recursos naturais renováveis, caracterizando sistemas de produção autônomos. Deve-se destacar, no entanto, que são sistemas que apresentam problemas significativos de renda, que devem ser considerados. Um caminho que nos parece natural se refere à "ecologização" da pecuária familiar, como meio de diferenciação e alternativa econômica, tendo como base a valorização dos recursos naturais e o conhecimento adquirido pela experiência. Sistemas intensivos em conhecimento como caminho para tornar da pecuária familiar.

Através do monitoramento da vegetação campestre em unidades experimentais participativas (UEPAS) temos observado o importante papel da intervenção dos manejadores de pastagem na formação da composição florística e estrutural, preservando/mantendo a fisionomia atual dos campos. Com o pastoreio, associado ou não a roçadas e/ou queimadas, os manejadores têm mantido as pastagens naturais como a base de sistemas de produção familiares, principalmente na pecuária.

O pastoreio, de maneira geral, no entanto, tem sido feito sem considerar conscientemente seus efeitos sobre a estruturação do principal elemento de produção – o campo nativo – e suas conseqüências produtivas e/ou na conservação dos recursos naturais. As relações de causa e efeito são estabelecidas a partir de restrições edáficas ou climáticas, jamais relacionadas às estratégias de pastoreio adotadas. Processo que realizado conscientemente pode ser considerado como estratégico no manejo dos recursos disponíveis. Fatores ambientais e de solo são determinantes na definição da composição potencial de um campo, restringindo ou não a disponibilidade de recursos como solo, água, calor e luminosidade. Entretanto, atualmente, a manutenção das formações campestres está fortemente ligada a distúrbios causados pela remoção da biomassa através das distintas estratégias de manejo (veja Capítulo 2).

Em condições de manejo do pastejo intermediárias, pode-se perceber uma heterogenização da estrutura vertical onde contrastam manchas ou sítios de pastejo sobrepastejadas com manchas subpastejadas, um dilema para o manejador. O reconhecimento deste processo é fundamental para a determinação de estratégias sustentáveis de uso/conservação dos campos.

Para encerrar

A palavra oportunidade aparece neste texto, contando com esta, em oito ocasiões. Não por acaso. Este capítulo buscou obviamente apresentar alguns aspectos pouco visíveis de uma crise complexa – decorrente do determinismo mecanicista, das relações lineares de causa e efeito que tanto orientam o discurso e a prática do desenvolvimento quanto dão as bases para as relações entre a sociedade e a natureza – para justamente situar em seu interior o debate sobre a conservação e o uso sustentável dos recursos naturais. Porém, e sobretudo, o objetivo maior deste capítulo é evidenciar a riqueza do momento histórico que vivenciamos. Momento raro, de crise, é verdade, mas que acima de qualquer coisa significa a chance que precisamos para transformar em valores todo o potencial representado pela qualidade de uma combinação única entre aspectos naturais e culturais. Aproveitar a capacidade e as condições originais de territórios que, por inadequação dos modelos propostos, não completaram o processo de transição entre o tradicional e o moderno, portanto, portadores de um conjunto exclusivo

de características que permitem qualificá-las como identidade. Uma identidade prenhe de um potencial endógeno representado em grande parte pela originalidade das suas formações vegetais, que decorrem da diversidade de solos e, por sua vez, acarretam uma diversidade de estilos de produção, onde os elementos da natureza e da experiência humana são combinados em proporções distintas.

A combinação destes aspectos verificados em distintas partes do Estado do Rio Grande do Sul – em um momento onde as evidências do colapso do padrão civilizatório ocidental "pululam" à nossa volta (crise econômica, crise ambiental, risco de pandemias, guerras, fome, esgotamento da água, solo, ar, ...etc.) – pode representar a grande oportunidade para a transformação da realidade em muitas regiões vulgarmente denominadas como sócio-economicamente deprimidas. Espaços geográficos assim designados justamente por não terem incorporado as concepções do que se conhece como "modernização da agricultura". Não de forma controlada ou consciente, mas por não dispor das condições básicas, sócio-econômicas (pequenas e médias unidades produtivas, reduzida capitalização, modo camponês de uso dos recursos) e ecológicas (topografia acentuada, solos rasos) para a adoção do modelo técnico-produtivo "industrial".

O Rio Grande do Sul apresenta ainda regiões que desfrutam dos "privilégios do atraso", portanto, passíveis de uma opção definitiva pelo desenvolvimento sustentável, baseado na ética, na responsabilidade sócio-ambiental e no uso conservacionista dos recursos naturais. Conservar os recursos naturais já é, e cada vez mais será, um "bom negócio". Dentro em pouco, a única garantia de comercialização para produtos de origem animal e vegetal.

Referências

Arrighi G.A. 1997. *Ilusão do Desenvolvimento*. 3 ed. Ed. Vozes, Petrópolis, 371 p.

Beck U., Giddens A. & Lash S. 1997. *Modernización Reflexiva: política, tradición y estética en el orden social moderno*. Alianza Editorial, Madrid, 265 p.

Borba M.F.S. 2002. *La Marginalidad como potencial para La construcción de otro desarrolo*. Tese de doutorado, ETSIAM:UCO, Córdoba, España.

Borba M.F.S. 2007. Denominações de origem e o desenvolvimento regional: o exemplo do pampa. In: *Documentos 69*. Embrapa Pecuária Sul, Bagé, (http://www.cppsul.embrapa.br/unidade/publicacoes:list/178).

Calatrava J.R. 1995. Actividad agraria y sustentabilidade en el desarrollo rural. In: *Hacia un nuevo sistema rural* (eds. Ramos EL & Villalón JC). MAPA Madrid, pp. 303-329.

Capra F. 1996. *A Teia da Vida, uma nova compreensão científica dos sistemas vivos*. Cultrix, São Paulo.

Dematteis G. 2007. O território: uma oportunidade para repensar a geografia. In: *Abordagens e concepções de território* (ed. Saquet MA). Editora Expressão Popular São Paulo, p. 200.

Dirlik A. 1998. Globalism and the politics of place. *Journal of the Society for International Development* 41:7-13.

Esteva G. 1997. Desarrollo. In: *Diccionario del Desarrollo: una guía del conocimiento como poder* (ed. Sachs W). Centro de Aprendizaje Intercultural (CAI) Cochabamba, Bolivia, p. 399.

Furtado C. 1998. *O Mito do Desenvolvimento Econômico*. 2 ed. Editora Paz e Terra, 89 p.

Gadgil M. & Guha R. 1993. *Los Modos Históricos de Uso de los Recursos Naturales*. AYER, Traducción castellana de Gonzáles de Molina, M. & Martínez Alier, J. – Historia y Ecología, 11.

Guzmán Casado G., Gonzales de Molina Y. & Sevilla Guzman E. 2000. *La Agroecologia como Desarrollo Rural Sostenible*. Mundi-Prensa, Madrid, 535 p.

Jouven M. 2006. Quels e'quilibres entre production animale et utilisation durable des prairies dans les syste`mes bovins allaitants herbagers? Une approche par mode´lisation des interactions conduite-troupeau-ressources. *Zootechnie et Syste`mes d'Elevage Paris* INA P-G. Dr.: 271.

Norgaard R. 1994. *Development Betrayed: the end of progress and a coevolutionary revisioning of future*. Routledge, London.

Toledo V.M. 1993. La racionalidad de la Producción Campesina. In: *Ecología, Campesinado e Historia* (eds. Sevilla Guzman E & Gonzáles de Molina M). La Piqueta, Madrid.

Toledo V.M., Alárcon-Chaires P. & Barón L. 1999. Estudiar lo rural desde una perspectiva interdisciplinaria: una aproximación al caso de México. Estudios Agrarios 12: 55-90.

van der Ploeg J.D. 2006. O modo de produção camponês revisitado. In: *A Diversidade da Agricultura Familiar* (ed. Schneider S). UFRGS, Porto Alegre.

Zapata T. 2007. Desenvolvimento territorial endógeno: conceitos, dimensões e estratégias. In: *Desenvolvimento territorial à distância* (eds. Zapata T, Amorim M & Arns PC). SEAD/UFSC, Florianópolis.

Omara Lange. Guaritas em Caçapava do Sul, RS.

Este livro foi impresso no inverno de 2009,
em sistema *offset*, com papel reciclado
90 g/m² (miolo) e cartão triplex 350 g/m² (capa).

Valério De Patta Pillar

É professor titular do Departamento de Ecologia da UFRGS e pesquisador do CNPq. Engenheiro Agrônomo, tem mestrado em Zootecnia (Plantas Forrageiras) pela UFRGS e doutorado em Plant Sciences pela University of Western Ontario, Canadá (1992). Atua em pesquisa em ecologia quantitativa, principalmente em dinâmica de campos e florestas do sul do Brasil, efeitos de fogo e pastejo, padrões funcionais, mudanças globais e métodos de análise multivariada. Atualmente é vice-presidente da International Association for Vegetation Science (IAVS) e editor associado do Journal of Vegetation Science.

Sandra Cristina Müller

É professora do Departamento de Ecologia da UFRGS. Bióloga, tem mestrado em Botânica e doutorado em Ecologia (2005) pela UFRGS. Atua em pesquisa nas áreas de botânica e ecologia vegetal, especialmente em comunidades campestres e florestais, sua dinâmica e restauração ecológica, efeitos de distúrbios, e diversidade.

Zélia Maria de Souza Castilhos

É pesquisadora da Fundação Estadual de Pesquisa Agropecuária (FEPAGRO). Engenheira Agrônoma, tem mestrado em Fitotecnia e doutorado em Zootecnia (2002) pela UFRGS, com pós-doutorado no INRA, França (2004). Atua em pesquisa na área de pastagens e forragicultura, principalmente com manejo, sistemas silvipastoris, produção animal e dinâmica de comunidades campestres.

Aino Victor Ávila Jacques

Professor titular aposentado, é colaborador convidado do Departamento de Plantas Forrageiras e Agrometeorologia da UFRGS. Engenheiro Agrônomo, tem mestrado em Pastagens e Nutrição Animal pela UFRGS e doutorado em Fisiologia e Manejo de Forrageiras pela University of Wisconsin, EUA (1971). É consultor do CNPq, FAPESP e FINEP. Atua em pesquisa nas áreas de agrostologia, pastagens e botânica aplicada, principalmente em fisiologia de forrageiras, e ecologia, manejo, melhoramento forrageiro e efeitos do fogo em pastagens naturais.

UFRGS
UNIVERSIDADE FEDERAL DO RIO GRANDE DO SUL

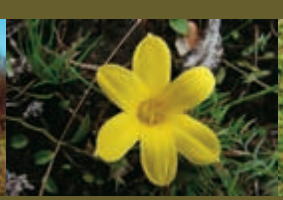
GEPAN
Grupo de Estudos em Pastagens Naturais

CNPq
Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico

UNDP

Ministério do Meio Ambiente

BRASIL
UM PAÍS DE TODOS
GOVERNO FEDERAL



Esta obra não pode ser comercializada.