



CAPÍTULO 7

As pastagens e o meio ambiente

*Moacyr Bernardino Dias-Filho
Joice Nunes Ferreira*

INTRODUÇÃO

As pastagens, naturais e plantadas (cultivadas), estão dentre os maiores ecossistemas do planeta, contribuindo para o sustento de milhões de pessoas. Segundo dados da FAO (FAOStat, 2011), as pastagens cobrem 26% da superfície terrestre, equivalendo acerca de 70% das áreas agrícolas mundiais. Em decorrência da extensão e da representatividade das pastagens nas diversas regiões do planeta, esses ecossistemas representam uma influência importante sobre a provisão dos serviços ambientais em diferentes partes do mundo.

Serviços ambientais são os bens e serviços produzidos pelos ecossistemas, sejam naturais, sejam manejados, que trazem benefícios para a vida humana. De acordo com o Hassan (2005), os serviços ambientais são classificados em quatro tipos principais: provisão (e.g. alimentos, água, madeira, fibras e combustíveis); regulação (e.g. regulação climática, hídrica, de doenças, purificação da água); suporte (ciclagem de nutrientes, formação do solo, produção primária), e cultural (e.g. valores estéticos, educacionais, recreacionais e espirituais).

Em comparação aos solos expostos ou outros sistemas de cultivo, quando manejadas corretamente, as pastagens, além de produzir alimento, destacam-se pela alta eficiência em armazenar carbono no solo (i.e., sequestro do carbono atmosférico), ciclar nutrientes, controlar erosão, filtrar poluentes, dentre muitas outras funções (SCHACHT; REECE, 2009). Dessa forma, no caso específico das pastagens, sejam elas naturais, sejam plantadas, além da provisão de alimento (i.e., forragem) para os herbívoros que compõem nossa cadeia alimentar, outros serviços ambientais importantes também são prestados. Tais serviços resultam principalmente da extraordinária capa-

cidade das plantas forrageiras, em particular as gramíneas C_4 , em promover a cobertura vegetal do solo e, por meio da densa matriz radicular, ser fonte de matéria orgânica, reter as partículas de solo e facilitar a infiltração da água da chuva no solo.

Como ecossistemas agrícolas ou agroecossistemas, as pastagens podem também trazer efeitos indesejáveis ao meio ambiente. Tais efeitos são conhecidos como externalidades negativas. Por exemplo, a expansão das pastagens plantadas sobre áreas de vegetação natural (e.g., Cerrado, floresta) resulta em perda de habitat e ameaça à diversidade biológica. Ademais, o manejo inadequado das pastagens naturais ou plantadas pode levar a sua degradação, resultando em queda na produção de forragem e, consequentemente, na cobertura vegetal do solo pelas plantas forrageiras, erosão e perda de nutrientes do solo, e aumento na emissão de gases efeito estufa (DIAS-FILHO, 2011). Além disso, pastagens degradadas têm sua capacidade de produção de forragem e, consequentemente, produtos animais, como carne ou leite, muito diminuída ou mesmo inviabilizada (DIAS-FILHO, 2011). Essas externalidades negativas, por comprometerem o fornecimento de bens e serviços essenciais à humanidade, podem ser consideradas desserviços ambientais (ZHANG et al., 2007).

O extraordinário crescimento da população mundial e a expectativa de escalada no consumo per capita dessa população devem aumentar a demanda por serviços ambientais de provisão (commodities agrícolas), destacando-se os alimentos de origem animal, em particular a carne bovina e o leite (FAO, 2006; 2009). Nesse cenário, devem aumentar também as pressões sobre os sistemas de produção animal para atender a esse incremento na demanda por alimento. Para fazer frente a essa crescente demanda nutricional

nal, é previsto que o Brasil, atualmente o maior exportador mundial de carne bovina, continue a destacar-se como um grande fornecedor desse produto para o mundo (OECD/FAOM, 2010). Portanto, a produção de bovinos a pasto deverá desempenhar papel fundamental, pois, no Brasil, a base alimentar da maioria do rebanho bovino são as plantas forrageiras, colhidas pelo próprio animal, em sistema de pastejo (FERRAZ; FELÍCIO, 2010), garantindo assim um dos menores custos de produção de carne do mundo (CARVALHO et al., 2009; DEBLITZ, 2009; FERRAZ; FELÍCIO, 2010). Este sistema garante um dos menores custos de produção do mundo, um produto de qualidade nutricional elevada (DALEY et al., 2010) e de crescente apelo mercadológico, o chamado “boi verde” ou “boi de capim”.

Assim, dentro desse cenário e dependendo da eficiência do sistema de produção empregado, metas de produção de carne e leite tenderão a ser cumpridas por meio de duas estratégias opostas. Por um lado, nos sistemas pecuários mais extensivos (i.e., não tecnificados), a incorporação de áreas de vegetação natural para a formação de novas pastagens predominará. Por outro, nos sistemas pecuários mais intensivos (i.e., sistemas melhorados), a estratégia predominante será o aumento da produção por área, isto é, a intensificação. Em ambos os casos, há a possibilidade de alguma forma de risco para o meio ambiente. Nos sistemas extensivos, a incorporação de áreas naturais para a formação de pastagens (i.e., semeadura/plantio de plantas forrageiras), invariavelmente, afeta os recursos naturais, na medida em que grandes proporções de ecossistemas naturais são alteradas, diminuindo, consequentemente, muitos dos serviços ambientais desses ecossistemas aos seres humanos. Em contrapartida, a intensificação dos sistemas de produção animal a pasto pode resultar em perda de biodiversidade (revisado por Dias-Filho e Ferreira, 2008) e perda da qualidade e quantidade de água, em decorrência de práticas como o uso excessivo de fertilizantes e de defensivos agrícolas ou da irrigação. No entanto, nos sistemas melhorados, quando são empregadas práticas adequadas de manejo das forrageiras, aumentam as possibilidades de que seja incrementada a oferta de serviços ambientais e diminuída a proporção dos desserviços (revisado em Dias-Filho, 2011).

Portanto, embora a pecuária desenvolvida com base na colheita pelos animais das plantas forrageiras possa ser fonte de impactos ambientais negativos (i.e., desserviços ambientais), o aprimoramento das práticas de manejo da pastagem pode aumentar a capacidade desse ecossistema em ofertar serviços ambientais e diminuir os desserviços (DIAS-FILHO, 2011). Nes-

se contexto, destaca-se, por exemplo, a mitigação das emissões de gases de efeito estufa, por meio do melhoramento do manejo da pastagem e da seleção das forrageiras adaptadas às condições ambientais e de manejo.

Neste capítulo, serão discutidos alguns aspectos das relações entre as pastagens e o meio ambiente, na ótica de suprimento de serviços ambientais. Destaque especial será dado para o papel do manejo das forrageiras, em pastagens, na diversidade de espécies e no sequestro do carbono atmosférico para o solo.

SERVIÇOS AMBIENTAIS NA AGRICULTURA

A percepção da importância dos ecossistemas sob a ótica dos diversos serviços que estes podem prestar à sociedade tem aumentado com a crescente degradação dos ecossistemas e ameaças de grandes catástrofes naturais. Este reconhecimento vem expandindo-se rapidamente, especialmente a partir do relatório de Avaliação dos Ecossistemas do Milênio (HASSAN, 2005), o qual discute sobre o papel das funções ecossistêmicas em trazer benefícios para a humanidade e sobre como as atividades humanas estariam alterando os ecossistemas e os serviços que eles provêm.

Os ecossistemas e suas funções sustentam a vida humana no planeta, consistindo em verdadeiros capitais naturais (CONSTANZA; FARBER, 2002). Muito além da provisão direta de alimentos e água, por exemplo, os ecossistemas preservam e regeneram os solos, fixam nitrogênio e carbono, reciclam nutrientes, controlam alagamentos, filtram poluentes, mantêm estoques de recursos genéticos, mantêm habitat para polinizadores de culturas agrícolas e regulam o clima, dentre muitas outras funções (HASSAN, 2005).

Os agroecossistemas têm inestimável valor ao prover alimento e outros serviços. No entanto, o crescente aumento da produção agrícola, invariavelmente, afeta os recursos naturais, à medida que mais áreas naturais são incorporadas ao processo de produção (FOLEY et al. 2005). Ao prestar o importante serviço de provisão, a formação dos ecossistemas agrícolas, em contrapartida, implica a alteração de grandes porções de ecossistemas naturais e a consequente diminuição de serviços desses ecossistemas aos seres humanos.

A despeito da importância central da agricultura no mundo, seu desenvolvimento pode promover efeitos indesejáveis se não forem adotadas práticas responsáveis de manejo. As mudanças de uso da terra podem resultar em perda de habitat e ameaça à diversidade biológi-

ca; a irrigação e o desvio de cursos d'água podem resultar em depleção de água subterrânea e salinização do solo; práticas inadequadas de manejo do solo podem causar erosão; e o uso excessivo de fertilizantes pode resultar em eutrofização dos corpos d'água. Todas essas externalidades negativas da agricultura podem ser consideradas des-serviços ambientais, na medida em que reduzem e ameaçam a provisão de bens e serviços essenciais à humanidade (ZHANG ET al., 2007).

O aumento da preocupação com as questões ambientais tem levado a uma mudança de foco em relação aos ecossistemas agrícolas, partindo da pura oferta de serviços de provisão para a oferta de múltiplos serviços ambientais. O controle de erosão e a oferta de refúgio para espécies nativas, por exemplo, são aspectos importantes a serem considerados juntamente com a produção de alimentos e biocombustíveis em um determinado sistema (BENNETT; BALVANERA, 2007). Essa mudança para estabelecer agroecossistemas multifuncionais é essencial para garantir a sustentabilidade das paisagens, uma vez que a própria produtividade agrícola necessita de serviços ambientais básicos, como suprimento de chuva, água armazenada nos solos, polinizadores, controle biológico de pragas e pool gênico diversificado (SWINTON et al., 2007).

Embora certas práticas agrícolas possam provocar diversos impactos ambientais, esses agroecossistemas ainda mantêm muitas características comuns aos ecossistemas nativos. A cobertura vegetal do solo e a matriz radicular da vegetação cultivada, por exemplo, são importantes para promover infiltração da água das chuvas, regulação da descarga nos corpos hídricos, filtração e armazenamento de água subterrânea, manutenção de razoável fonte de matéria orgânica nos solos ou sequestro de carbono na biomassa vegetal e no solo (SWINTON et al., 2007). Portanto, os ecossistemas agrícolas são capazes de prover importantes serviços ambientais, além da provisão de alimentos, considerando que estão situados em um ponto intermediário do contínuo entre os ecossistemas nativos e aqueles dominados pela presença humana (POWER, 2010).

Os diversos sistemas agrícolas diferem na capacidade de oferecer serviços ambientais, assim como existem diferenças no mesmo sistema sob diferentes graus de manejo (SWINTON et al., 2007). Estudo onde se empregou simulação por meio de modelos climáticos prevê que a expansão de cultivos de soja sobre as áreas da floresta Amazônica brasileira promoveria redução de chuvas muito maior que a substituição da mesma área por pastagens (COSTA et al., 2007). Neste caso, diferenças nas propriedades de absorção da luz entre as pastagens e os plantios de soja re-

fletem em diferenças no balanço hídrico (COSTA et al., 2007) e, consequentemente, influencia na capacidade da provisão do serviço ambiental de regulação climática.

Em relação ao potencial de emissão de gases de efeito estufa, as emissões nas áreas agrícolas podem aumentar à medida que práticas conservacionistas não são adotadas (CERRI et al., 2007; ROBERTSON et al., 2000). Nessas situações, geralmente ocorre redução acentuada na quantidade de matéria orgânica do solo, levando ao aumento na emissão de gases de efeito estufa para a atmosfera. Nas pastagens mal manejadas, por exemplo, agrava-se o potencial de emissão de gases de efeito estufa, pois a baixa qualidade e a consequente baixa digestibilidade da forragem consumida pelos animais podem aumentar significativamente o potencial de emissão de metano por unidade de ganho de peso animal (IQBAL et al., 2008).

Apesar de a agricultura ser fonte potencial de impactos ambientais negativos, mudanças neste setor têm grande capacidade de aumentar a oferta de serviços ambientais. Para mitigação das emissões de gases de efeito estufa, por exemplo, diversas opções são apontadas, relacionadas principalmente à conversão de uso da terra e ao aprimoramento de práticas de manejo (FOLEY et al., 2005; IQBAL et al., 2008; ROBERTSON et al., 2008). Em geral, o aumento nos níveis de serviços ambientais em paisagens agrícolas pode ser alcançado de diferentes maneiras: i) mudanças nos sistemas de produção, onde as terras permanecem como áreas agrícolas, porém estratégias de manejo com menor impacto ambiental são adotadas, como é o caso do plantio direto, sistemas silvipastoris; ii) mudanças no tipo de uso da terra, onde áreas de cultivos agrícolas anuais e pastagens improdutivas, por exemplo, são abandonadas e regeneram-se em floresta; iii) redução na conversão de novas áreas naturais para agricultura (SILVER et al., 2000; FAO, 2007).

Particularmente em relação às pastagens, a intensidade e a periodicidade do pastejo do rebanho podem ser controladas para garantir o acúmulo de matéria orgânica nos solos (DIAS-FILHO, 2011). A conversão de cultivos anuais aráveis por pastagens desempenha também papel no sequestro de carbono por causa do menor distúrbio nos solos com a redução na colheita dos produtos agrícolas (SMITH et al., 2007) e das altas taxas de assimilação de carbono das gramíneas (SANTOS et al., 2004). Reduções nas emissões de óxido nitroso (N_2O) podem ser alcançadas por meio do aumento na eficiência do uso de nitrogênio pelas culturas. O excesso de nitrogênio, além dos requerimentos das plantas, seja pela aplicação de fertilizantes sintéticos, seja por adubos

orgânicos, é sempre suscetível à emissão adicional para a atmosfera. Portanto, técnicas capazes de ajustar as taxas e locais exatos de aplicação, o controle do tempo de liberação dos fertilizantes, a inibição da nitrificação para retardar a atividade microbiana nos solos são todas estratégias importantes para mitigar as emissões do N_2O para a atmosfera (PAUSTIAN et al., 2006). Mitigação nas emissões de metano pode ser alcançada principalmente pela seleção na forragem do rebanho e manejo de solos pantanosos. Finalmente, a redução no uso de fertilizantes, pesticidas ou qualquer outro insumo que use combustíveis fósseis no seu ciclo de produção, pode contribuir para diminuir as emissões de gases de efeito estufa pelos sistemas agrícolas (PAUSTIAN et al. 2006).

Portanto, os agroecossistemas podem reduzir impactos por meio de opções mais adequadas de manejo. Na medida em que os ecossistemas agrícolas oferecem oportunidades de mitigação dos impactos ambientais, eles oferecem serviços que beneficiam as populações humanas. As mudanças nas formas de manejo dos agroecossistemas, entretanto, dependerão do local, do nível de desenvolvimento econômico, da densidade populacional, das condições ambientais e das tecnologias agrícolas disponíveis. Este conjunto de fatores influencia na adoção das práticas de manejo e na oferta de serviços ambientais pelos ecossistemas agrícolas (FAO, 2007)

Programas de incentivo à conservação ambiental em paisagens agrícolas vêm sendo lançados em diferentes países, principalmente mediante esquemas de pagamento por serviços ambientais (PSA) (WUNDER et al., 2008). Embora grande parte dos programas seja dirigida às florestas (PAGIOLA et al., 2002), já existem programas de PSA voltados diretamente para agroecossistemas (FAO, 2007). Dentre as iniciativas existentes no âmbito internacional, o projeto-piloto Risemp (Manejo regional integrado de ecossistemas silvipastoris, sigla em inglês) foi implantado na Nicarágua, Costa Rica e Colômbia, para incentivar o uso de sistemas silvipastoris em áreas de pastagens degradadas por meio de PSA e assistência técnica (PAGIOLA et al., 2007). A bolsa do clima de Chicago (CCX, sigla em inglês) negocia no mercado voluntário reduções certificadas de emissões de gases do efeito estufa através do sequestro de carbono em solos de pastagens. Para receber certificado das emissões reduzidas, o projeto deve cumprir diversas práticas de manejo capazes de aumentar o sequestro de carbono no solo, dentre elas o controle do período de pastejo, o balanço sustentável na proporção de forragem e animais, e o manejo especial sob condições de seca (CCX 2009). No Brasil, têm surgido as primeiras iniciativas para incentivar a

provisão de serviços ambientais por produtores rurais priorizando ações como o isolamento e proteção de nascentes existentes em pastagens e o reflorestamento de pastagens degradadas.

BIODIVERSIDADE

De acordo com Crawley (1997), a biodiversidade refere-se à totalidade de variação nas formas de vida, em seus diversos níveis de organização, incluindo a diversidade genética, a de espécies e a de ecossistemas. Em relação às espécies, a diversidade engloba a riqueza, que corresponde ao número de espécies presentes em determinada área, e a equitabilidade, que indica a homogeneidade na distribuição de indivíduos entre essas espécies (MAGURRAN, 2004).

Importância da biodiversidade em agroecossistemas

Em agroecossistemas, tem sido proposto que a biodiversidade florística e faunística regula o funcionamento interno desses sistemas (ALTIERI, 1999). No caso específico dos ecossistemas de pastagens, a biodiversidade tem sido relacionada com a estabilidade e com o aumento da produção (SODER et al., 2007; TILMAN et al., 2001). No entanto, a noção de que a biodiversidade esteja sempre relacionada com a estabilidade e o funcionamento dos ecossistemas (agrícolas e naturais) ainda não é fato universal e conclusivo (THOMPSON; STARZOMSKI, 2007).

Biodiversidade em pastagens

A biodiversidade do ecossistema de pastagem tem como base a cobertura vegetal, em particular as plantas forrageiras (revisado por Dias-Filho e Ferreira, 2008), sendo que os animais herbívoros têm papel fundamental na dinâmica dessa vegetação por meio do pastejo (OLF; RITCHIE, 1998; ROOK; TALLOWIN, 2003). Dessa forma, o animal herbívoro é capaz de influenciar as taxas de recrutamento, crescimento e mortalidade das plantas forrageiras por meio de processos correlacionados às habilidades competitivas ou às características como a densidade e a frequência dessas plantas. Os impactos dos herbívoros na dinâmica da vegetação podem ser tanto diretos como indiretos. Os impactos diretos são relacionados ao consumo da planta forrageira e a imediata queda na taxa de absorção de CO_2 , água e nutrientes pela planta, por causa da redução na área e na massa de folhas e raízes. Os impactos indiretos resultam das mudanças nas propriedades do solo, microclima, ciclagem de nutrientes e nas interações competitivas entre plantas. Portanto, o animal herbívoro constrói a heterogeneidade do dossel e da comunidade ve-

getal da pastagem (MCNAUGHTON, 1993; OLF; RITCHIE, 1998; ROOK; TALLOWIN, 2003; SEIFAN; KADMON, 2006). Dessa forma, em decorrência da forte influência que os herbívoros podem exercer na dinâmica da diversidade vegetal, o manejo do pastejo, isto é, a forma com que se permite aos animais terem acesso às forrageiras (NASCIMENTO JÚNIOR et al., 2008), em última análise, rege a biodiversidade de ecossistemas de pastagem.

Mudanças determinadas pelo pastejo na heterogeneidade espacial da pastagem implicam alterações na diversidade do habitat, resultando em transformações na diversidade florística e na diversidade da comunidade de consumidores, a qual abrange desde invertebrados até mamíferos (DENNIS et al., 1998; WALLIS-DE-VRIES et al., 2007). A diversidade florística na pastagem é determinada pelo balanço entre eventos de extinção e de colonização (OLF; RITCHIE, 1998). No caso das pastagens plantadas, a diversidade vegetal pode aumentar quando as oportunidades de estabelecimento e desenvolvimento (i.e., colonização) de espécies não palatáveis (plantas invasoras) são incentivadas ou quando a extinção dessas espécies é diminuída. Isso acontece, por exemplo, quando o superpastejo reduz a dominância do capim, criando nichos que são então ocupados por espécies vegetais colonizadoras, basicamente por plantas daninhas.

De acordo com Dias-Filho e Ferreira (2008), existem quatro mecanismos principais mediados pelos mamíferos herbívoros para a criação da heterogeneidade estrutural das pastagens e, por conseguinte, da diversidade florística e faunística desses ecossistemas. Esses mecanismos são a desfolha seletiva, o pisoteio, a ciclagem de nutrientes e a dispersão de propágulos.

A desfolha seletiva cria na pastagem áreas que são intensamente e frequentemente pastejadas e outras que são pastejadas com menor frequência. Essa dinâmica de desfolha modifica a hierarquia competitiva entre as plantas em decorrência da remoção direta da fitomassa, de nutrientes e da alteração do padrão de interceptação da luz, bem como da competição por nutrientes do solo (DORROUGH et al., 2004; ROOK; TALLOWIN, 2003; ROOK et al., 2004; SCIMONE et al., 2007; SKARPE, 2001; SODER et al., 2007).

A movimentação dos animais de pastejo na pastagem resulta no pisoteio - outro mecanismo que leva à heterogeneidade da pastagem. De acordo com Dias-Filho e Ferreira (2008), o pisoteio é o dano causado pelo impacto direto dos cascos do animal sobre a planta e o solo. Por ser capaz de matar plantas muito jovens ou danificar o dossel de plantas adultas, o pisoteio pode restringir a cobertura vegetal, além de compactar

ou desestabilizar a superfície do solo, redistribuir a camada de liteira e aumentar as áreas de solo descoberto (HUNTLY, 1991). Tais efeitos são capazes de impactar o meio ambiente por terem o potencial de aumentar a erosão e o deflúvio superficial, mas também criam sítios com alto potencial para a colonização de espécies ruderais, que normalmente não teriam condições de coexistir com outras espécies mais competitivas da pastagem (SODER et al., 2007).

Outro mecanismo mediado pelo pastejo e que contribui para o aumento da heterogeneidade em pastagens é a alteração nos padrões de ciclagem de nutrientes (ROOK et al., 2004; SODER et al., 2007). A base desse mecanismo é a deposição de fezes e urina na superfície do solo pelos animais de pastejo. Essa deposição altera a qualidade da liteira e aumenta a concentração de nutrientes no solo, mudando a dinâmica competitiva entre espécies vegetais, ampliando sítios de regeneração e a heterogeneidade do solo.

A dispersão de sementes é também um mecanismo capaz de alterar a heterogeneidade da pastagem, aumentando a riqueza das espécies (BRUUN; POSCHLOD, 2006; COSYNS et al., 2005a; TEWS et al., 2004; TRABA et al., 2003). O mamífero herbívoro processa essa dispersão por meio das sementes que passam pelo trato digestivo do animal e são dispersas pelas fezes (endozoocoria), que é a forma mais importante de dispersão, como por meio das sementes que são transportadas aderidas aos pelos e aos cascos dos animais (epizoocoria ou exozoocoria). No caso da endozoocoria, além da dispersão propriamente dita, sementes com tegumentos espessos podem ainda ter o tempo de germinação abreviado, por causa da escarificação, durante a passagem pelo trato digestivo do animal (SCHIFFMAN, 1997).

Fatores condicionantes da biodiversidade em pastagens

Em pastagens, o efeito do mamífero herbívoro na biodiversidade vegetal pode variar entre positivo, neutro e negativo (COLLINS et al., 1998; MCNAUGHTON, 1993; MILCHUNAS; LAUENROTH, 1993; PROULX; MAZUMDER, 1998). A razão para isso é que alguns fatores básicos interagiriam direta ou indiretamente com o pastejo, alterando seu efeito na diversidade vegetal (revisado por Dias-Filho e Ferreira, 2008). Dentre esses fatores, os gradientes ambientais ou, mais especificamente, as diferenças em produtividade têm sido citadas como básicas na compreensão dos impactos dos herbívoros na diversidade vegetal (BAKKER et al., 2006; DIAZ et al., 2007; MILCHUNAS; LAUENROTH, 1993; OLFF; RITCHIE, 1998; PROULX; MAZUMDER, 1998; OSEM et al., 2002). A densidade dos herbí-

voros (que afeta a intensidade e a frequência da desfolhação) é outro fator de variação nas respostas observadas para animais da mesma espécie e em locais semelhantes (HART, 2001; HICKMAN et al., 2004). O tamanho do herbívoro e as consequentes relações alométricas dessa característica com a seletividade, o consumo de alimento e a digestibilidade também são capazes de moldar o impacto do herbívoro na vegetação (BAKKER et al., 2006).

Recursos do ambiente

A disponibilidade de recursos no ambiente tem forte influência nas relações competitivas entre as plantas. Em ambientes com maior disponibilidade de recursos e maior produtividade, as plantas tendem a competir mais por luz (recursos do dossel). Já em ambientes menos produtivos, o que limitaria o crescimento e a diversidade vegetal são os recursos do solo (água e minerais) (TILMAN, 1988). Dessa forma, a competição entre espécies e, portanto, os efeitos do pastejo na estrutura da vegetação seriam determinados, principalmente, por mudanças na disponibilidade relativa dos recursos do dossel ou do solo, dependendo da produtividade do ambiente.

De acordo com Proulx e Mazumder (1998), em ecossistemas mais pobres em nutrientes, a riqueza de espécies diminui em resposta ao aumento na intensidade de pastejo. A razão para isso seria a limitação de recursos para o crescimento das espécies vegetais (consumidas ou não consumidas). Já em ecossistemas ricos em nutrientes, as plantas são menos limitadas pela disponibilidade de recursos, tendo, portanto, maior capacidade para rebrotar após o pastejo. Nesses ecossistemas, o aumento na riqueza de espécies sob maiores intensidades de pastejo estaria relacionado ao aumento na dominância de espécies não consumidas. Em estudo conduzido em pastagens naturais na Europa e na América do Norte, Bakker et al. (2006) concluíram que grandes mamíferos herbívoros aumentam a diversidade vegetal em ambientes mais produtivos e com maior precipitação, porém diminuem essa diversidade naqueles menos produtivos e com menor precipitação. No entanto, herbívoros menores não produzem efeitos consistentes na diversidade vegetal ao longo dos diversos gradientes de produtividade e precipitação pluvial.

Intensidade e frequência de pastejo

A intensidade e a frequência de pastejo têm influência direta na estrutura e na composição da pastagem, afetando a heterogeneidade e a biodiversidade desse sistema (GRIME, 1979; HENDRICKS et al., 2005). Em geral, maior diversidade florística é alcançada sob níveis mo-

derados de pastejo (HART, 2001). A explicação para essa resposta é que sob pressões moderadas de pastejo, a dieta é mais facilmente selecionada pelo herbívoro, resultando em maior heterogeneidade estrutural na pastagem e, como consequência, maiores níveis de biodiversidade (ROOK et al., 2004). O pastejo excessivo (i.e., superpastejo), tanto em pastagens naturais como naquelas plantadas, pode levar a um tipo de degradação da pastagem, conceituada por Dias-Filho (2011) como “degradação biológica”, e à consequente perda da biodiversidade. Neste caso, o aumento excessivo da intensidade e da frequência de pastejo pode culminar em distúrbios erosivos do solo e na redução do total de espécies vegetais para apenas algumas espécies tolerantes ao pastejo, diminuindo, portanto, a diversidade florística. Em outras situações, o superpastejo pode resultar na proliferação de espécies lenhosas arbustivas que invadem a pastagem e dominam as plantas forrageiras (ARCHER, 1995; DIAS-FILHO, 2011), culminando em um tipo de degradação da pastagem conceituada como “degradação agrícola” por Dias-Filho (2011). Nessa situação específica, normalmente há maior diversidade florística em pastagens plantadas, em decorrência da proliferação dessas plantas invasoras.

Tamanho do herbívoro

O tamanho do corpo do herbívoro determina padrões importantes do efeito do pastejo. Herbívoros de tamanhos diferentes podem também diferir em aspectos-chave, como na seletividade de pastejo (OLFF; RITCHIE, 1998). Variações no efeito de diferentes raças de herbívoros na biodiversidade da pastagem têm também sido relacionadas às diferenças no tamanho corporal do herbívoro (ROOK et al., 2004). Animais maiores podem lidar melhor com dietas de menor digestibilidade, podendo, assim, ser menos seletivos que herbívoros menores (ROOK; TALLOWIN, 2003; ROOK et al., 2004). A razão para isso é que, em animais maiores, a maior capacidade intestinal relativa ao requerimento metabólico torna possível maior eficiência de digestão em razão do maior tempo de retenção do alimento no trato digestivo. Já nos herbívoros menores, há maior demanda de energia por unidade de massa corporal (i.e., maior exigência nutricional), havendo, portanto, a necessidade da seleção de alimentos de melhor qualidade. Dessa forma, os herbívoros maiores, por serem capazes de usar maior volume de alimento de baixa qualidade (plantas dominantes), podem criar, com maior frequência, pequenos distúrbios na paisagem (OLFF; RITCHIE, 1998). Assim, a palatabilidade das plantas pode diferenciar dentre herbívoros pequenos e grandes (RITCHIE; OLFF, 1999), in-

fluenciando o efeito desses animais na composição da vegetação. Herbívoros menores, por serem mais seletivos, podem potencialmente diminuir a diversidade por se alimentarem preferencialmente das espécies vegetais mais nutritivas (EDWARDS; CRAWLEY, 1999). No entanto, herbívoros maiores, em decorrência de serem menos seletivos, tendem a aumentar a diversidade por terem maior impacto nas espécies vegetais dominantes (MILCHUNAS; LAUENROTH, 1993).

Outra forma da diversidade florística de áreas pastejadas ser afetada pelo tamanho do herbívoro, diz respeito ao tempo de retenção das sementes germináveis no trato digestivo do animal. De acordo com Cosyns et al. (2005b), esse tempo de retenção pode variar de 12 horas, para coelho, a 72 horas, para animais ungulados. Como esse tempo está diretamente relacionado ao potencial de dispersão por longas distâncias das sementes ingeridas, herbívoros maiores teriam, portanto, maior potencial de dispersão. Portanto, em geral, grandes herbívoros têm efeitos mais consistentes no transporte e dispersão de sementes, podendo, assim, interferir mais ativamente na construção da diversidade florística em áreas pastejadas.

Fundamentos da biodiversidade em pastagens

A biodiversidade em ecossistemas de pastagem é fortemente influenciada pelo pastejo. Normalmente, a biodiversidade aumenta sob níveis moderados de pastejo, onde o animal tem maior chance de selecionar a dieta, e diminui sob desfolhações mais intensivas e não seletivas. Portanto, em pastagens sob manejo mais intensivo, onde as pressões de pastejo são normalmente mais altas, a biodiversidade é menor. Em pastagens sob sistemas de pastejo mais extensivos, nas quais o emprego de pressões de pastejo lenientes é regra, a biodiversidade tende a ser maior.

Conforme discutem Dias-Filho e Ferreira (2008), haveria certo conflito entre a conservação da biodiversidade e o aumento da produtividade em ecossistemas de pastagens. Assim, embora o aumento da biodiversidade em ambientes de pastagem seja normalmente associado ao aumento da produtividade primária líquida (i.e., aumento da produção vegetal), existem menos evidências de que esse efeito seja transferido para a produtividade secundária (i.e., animal) (SODER et al., 2007). Portanto, apesar das indicações de uma relação positiva entre a biodiversidade e o funcionamento adequado de ecossistemas de pastagem, essa relação ainda carece de maior sustentação (SODER et al., 2007).

Transformações no padrão espacial da vegetação de pastagens naturais e plantadas podem diminuir o potencial econômico dessas áreas

em fornecer alimento para o gado (ARCHER, 1995). Assim, conforme exemplificam Dias-Filho e Ferreira (2008), se em pastagens, espécies não palatáveis são distribuídas aleatoriamente em meio às espécies palatáveis, o gado gastará mais tempo e energia no pastejo do que nos casos em que essas espécies estejam agrupadas em áreas restritas, que pudessem ser mais facilmente evitadas pelo animal.

Portanto, se, por um lado, os efeitos de combinações complexas, como diversas gramíneas e leguminosas, no desempenho animal, são ainda, relativamente, pouco conhecidos (SODER et al., 2007), algumas inferências podem ser feitas. De acordo com Parsons et al. (2000), a biodiversidade de plantas forrageiras na pastagem traduz-se em maior heterogeneidade espacial no sistema. Essa heterogeneidade, por sua vez, pode ter impacto negativo sobre a produtividade animal e a estabilidade da pastagem. A razão para isso seria a tendência de menor eficiência de pastejo em ambientes mais heterogêneos, pois o aumento no número de espécies de plantas forrageiras reduziria a probabilidade de que cada espécie fosse pastejada de forma ótima e sustentável (DIAS-FILHO, 2011). Essas generalizações a respeito de possíveis impactos negativos da biodiversidade sobre a sustentabilidade econômica das pastagens indicam que ainda há muitas lacunas no conhecimento dessas complexas relações (SODER et al., 2007). Desse modo, a pergunta fundamental seria: quais estratégias podem diminuir os possíveis efeitos deletérios do uso intensivo e econômico das pastagens sobre a biodiversidade desse ecossistema? O aumento da produção agrícola por unidade de área, de recursos e de insumos tem sido apontado como uma estratégia com grandes benefícios ambientais, sociais e econômicos (FOLEY et al., 2005). O princípio dessa estratégia é que, ao invés de se tentar manejar agroecossistemas (como aqueles destinados à produção animal) como se fossem ecossistemas naturais, geralmente, à custa de menor produtividade e da necessidade do uso de maiores áreas para cumprir metas de produção, o ideal seria separar áreas destinadas à conservação da biodiversidade local e à produção agrícola (WALCOTT, 2004). Phalan et al. (2011) referem-se à “intensificação sustentável” como uma possível estratégia de produção de alimentos com diminuição dos riscos para a biodiversidade. Entretanto, os mesmos autores ressaltam a escassez de dados científicos confiáveis para orientar decisões quanto à extensão e à escala em que se deve separar ou integrar a produção de alimentos e a conservação da biodiversidade. Um aspecto importante em favor da intensificação é que muitas espécies biológicas só conseguem sobreviver em

ecossistemas prístinos, e a tentativa de manter a heterogeneidade nas áreas de produção (i.e. em pequena escala), muitas vezes à custa da produtividade agrícola, resulta também no comprometimento da heterogeneidade espacial necessária para a biodiversidade em escalas espaciais maiores (PHALAN et al., 2011). Essas discussões são particularmente válidas para pastagens plantadas, sobretudo aquelas em áreas originalmente sob ecossistemas de Cerrado e de Floresta Tropical, onde a necessidade de preservação de áreas naturais é grande.

SEQUESTRO DE CARBONO

O sequestro de carbono no solo é um tema que tem merecido destaque global. A razão para esse destaque é a necessidade da diminuição dos níveis crescentes de CO_2 na atmosfera, os quais têm sido associados com o potencial de aumento no aquecimento global.

Em ecossistemas terrestres, as maiores reservas de carbono estão no solo (BEEDLOW et al., 2004). O solo tem cerca de três vezes mais carbono do que a vegetação terrestre e pelo menos o dobro do carbono presente na atmosfera (SQUIRES et al., 2010). Em áreas agrícolas, o sequestro do carbono no solo é o mecanismo com maior potencial para mitigar as emissões de gases efeito estufa (SOUSSANA et al., 2010).

Importância das pastagens no sequestro do carbono

Dentre os ecossistemas agrícolas, as pastagens, plantadas ou naturais, destacam-se pela grande capacidade em sequestrar o carbono atmosférico e acumular esse carbono no solo (GERBER et al., 2010; MAIA et al., 2009; SOUSSANA et al., 2010). Uma característica importante, responsável pela grande aptidão das pastagens em acumular carbono orgânico no solo é a alta relação raiz/parte aérea, decorrente, em grande parte, de as pastagens serem basicamente formadas por plantas perenes - principalmente gramíneas - com altas taxas fotossintéticas e capazes de rápido acúmulo de biomassa, sobretudo nas raízes. Ademais, as pastagens, ao contrário das culturas anuais, cobrem continuamente o solo, permitindo, quando bem manejadas, menor nível de distúrbio ao solo e, como consequência, menor potencial de erosão, além de maior proteção ao carbono orgânico (i.e., menor potencial de decomposição da matéria orgânica do solo). Essas características levam a uma deposição ativa e eficiente de carbono orgânico no interior do solo, garantindo, por conseguinte, maior estabilidade desse carbono (revisado por Soussana et al., 2010).

Portanto, as pastagens têm grande capacidade para mitigar as emissões de gases efeito estufa e, como consequência, prestar importante serviço ambiental. Por outro lado, como episódios de distúrbios ao solo, diminuição da fertilidade, degradação da vegetação, erosão, fogo, entre outros, podem rapidamente conduzir à perda do carbono orgânico do solo, o armazenamento do carbono no solo é um fenômeno reversível. Dessa forma, se, por um lado, pastagens produtivas e bem manejadas têm grande potencial para sequestrar o CO_2 atmosférico e conservar esse carbono no solo, por outro, quando mal manejadas, podem também tornar-se emissoras potenciais de gases efeito estufa (revisado por Dias-Filho, 2011).

Recuperação de pastagens degradadas e a mitigação de gases efeito estufa

Conforme discutido em Dias-Filho (2011), a recuperação de pastos degradados, por meio da adoção de práticas como ajuste de carga, fertilização, introdução de forrageiras adaptadas, irrigação, entre outras práticas, aumenta a capacidade das pastagens em sequestrar carbono e diminuir as emissões de gases efeito estufa. A consequência do emprego de estratégias de recuperação da produtividade de pastagens é o aumento do potencial da atividade pecuária, como um todo, em mitigar as emissões de gases efeito estufa (FISCHER et al., 2007; GERBER et al., 2010; MAIA et al., 2009; SOUSSANA et al., 2010). Deve ser considerado, entretanto, que há uma variedade de técnicas disponíveis para a recuperação de pastagens, implicando diferentes consequências para a emissão de gases para a atmosfera, de acordo com a técnica empregada. Cerri et al. (2005) compararam, experimentalmente, os efeitos de diferentes métodos de reforma de pastagem em uma região na Amazônia (Rondônia). A recuperação por meio de aração, por exemplo, aumentou 35% a emissão de CO_2 para a atmosfera nos 40 primeiros dias, enquanto a aplicação de herbicida reduziu 20% a emissão de CO_2 no primeiro mês. A aração também aumentou substancialmente as emissões do gás de efeito estufa N_2O para a atmosfera.

Ao melhorar a qualidade nutricional e a produção de forragem, a recuperação de pastos degradados também é capaz de contribuir, de forma direta ou indireta, na mitigação das emissões de gases efeito estufa na pecuária (DIAS-FILHO, 2011). Assim, o aumento na disponibilidade e na qualidade de forragem resultantes da recuperação da pastagem melhora o manejo nutricional do rebanho, reduzindo a idade de abate (i.e., menor permanência do animal no pasto) e melhorando o índice reprodutivo, dois parâmetros

importantes no aumento da eficiência de produção. Mais especificamente, aumentar a digestibilidade da forragem é uma estratégia prática e de baixo custo que tem sido sugerida para mitigar as emissões individuais de CH_4 pelos ruminantes (HART et al., 2009). A lógica é que, sob níveis maiores de ingestão de forragem, a proporção de energia perdida como CH_4 diminui à medida que a digestibilidade da dieta aumenta. Nesse caso, o aumento na digestibilidade da pastagem aumenta, também, a produtividade animal em decorrência do maior consumo de matéria seca e de energia.

Conforme comenta Dias-Filho (2011), o aumento na produtividade das pastagens, decorrente da recuperação de pastagens improdutivas, também é uma forma de evitar o desmatamento e, consequentemente, evitar, também, as emissões de gases efeito estufa para a atmosfera (a chamada emissão evitada). As metas de produção seriam então alcançadas pelo aumento da produção por área e não pelo aumento da área de produção. Assim, em pastagens recuperadas, o aumento da produção (carne, leite, lã, animais, etc.) é obtido pela intensificação e não pela expansão das áreas de pastagem (DIAS-FILHO, 2011). Em razão dos níveis médios de aumento da capacidade produtiva de pastagens recuperadas, seria seguro afirmar que, para cada hectare de pastagem recuperada, pelo menos dois hectares de vegetação natural (Floresta Tropical, Cerrado, Caatinga, etc.) deixariam de ser desmatados (DIAS-FILHO, 2011), consistindo em uma contribuição substancial para mitigar as emissões de gases efeito estufa.

CONSIDERAÇÕES FINAIS

Quando manejadas adequadamente, as pastagens podem contribuir efetivamente para o sequestro do carbono, para a melhoria da qualidade do ar e da água, ciclagem de nutrientes e biodiversidade, além da produção de alimento. Em decorrência da importância global das pastagens, em termos da extensão das áreas ocupadas e do papel que desempenham no sustento de milhões de pessoas, é de grande importância o emprego de estratégias de manejo que sejam eficientes em ampliar benefícios e diminuir impactos ambientais negativos oriundos do uso desse ecossistema. Desse modo, a produção de alimento a pasto passa a ser sustentável quando as estratégias usuais de manejo, em particular o manejo do pastejo, são aplicadas com o conhecimento de seus efeitos no meio ambiente e na geração de serviços ambientais.

Pastagens bem manejadas resultam em uma influência positiva sobre a provisão de ser-

viços ambientais e a conservação da biodiversidade em larga escala, na medida em que evitam desmatamentos em novas áreas. Portanto, a implementação de políticas públicas de incentivo ao bom manejo de pastagens tem um papel fundamental para conciliar o setor pecuário com a conservação ambiental.

Muitos danos ambientais, possíveis de serem causados pelas pastagens (desserviços ambientais), também têm efeitos negativos na produtividade agrícola e na eficiência do uso de recursos por esse ecossistema. Dessa forma, existe grande potencial para o desenvolvimento de sistemas de produção a pasto que procurem atender tanto aos aspectos produtivos quanto aos ambientais desse ecossistema.

REFERÊNCIAS

- ALTIERI, M. The ecological role of biodiversity in agroecosystems. **Agriculture, Ecosystems and Environment**, Amsterdam, v. 74, n. 1-3, p. 19-31, Jun. 1999.
- ARCHER, S. Harry Stobbs Memorial Lecture, 1993 Herbivore mediation of grass-woody plant interactions. **Tropical Grasslands**, Brisbane, v. 29, n. 4, p. 218-235, dec. 1995.
- BAKKER, E. S.; RITCHIE, M. E.; OLFF, H.; MILCHUNAS, D. G.; KNOPS, J. M. H. Herbivore impact on grassland plant diversity depends on habitat productivity and herbivore size. **Ecology Letters**, Oxford, v. 9, n. 7, p. 780-788, 2006.
- BEEDLOW, P. A.; TINGEY, D. T.; PHILLIPS, D. L.; HOGSETT, W. E.; OLSZYK, D. M. Rising atmospheric CO_2 and carbon sequestration in forests. **Frontiers in Ecology and the Environment**, Washington, v. 2, p. 315-322, 2004.
- BENNETT, E. M.; BALVANERA, P. The future of production systems in a globalized world. **Frontiers in Ecology and Environment**, Washington, v. 5, n. 4, p. 191-198, 2007.
- BRUUN, H. H.; POSCHLOD, P. Why are small seeds dispersed through animal guts: large numbers or seed size per se? **Oikos**, Buenos Aires, v. 113, n. 3, p. 402-411, 2006.
- CARVALHO, T. B. de; ZEN, S. de; TAVARES, E. C. N. Comparação de custo de produção na atividade de pecuária de engorda nos principais países produtores de carne bovina. In: CONGRESSO DA SOCIEDADE BRASILEIRA DE ECONOMIA, ADMINISTRAÇÃO E SOCIOLOGIA RURAL, 47., 2009, Porto Alegre. **Anais...** Porto Alegre: SOBER, 2009. Disponível em: <<http://bit.ly/g74xKM>>. Acesso em: 18 abr. 2010.

- CERRI, C. E. P.; SPAROVEK, G.; BERNOUX, M.; EASTERLING, W. E.; MELILLO, J. M.; CERRI, C. C. Tropical agriculture and global warming: impacts and mitigation options. **Scientia Agricola**, Piracicaba, v. 64, n. 1, p. 83-99, 2007.
- CERRI, C.C.; MELILLO, J.M.; FEIGL, B.J.; PICCOLO, M.C.; NEILL, C.; STEUDLER, P.A.; CARVALHO, M.C.S.; GODINHO, V.P.; CERRI, C.E.P.; BERNOUX, M. Recent history of the agriculture of the Brazilian Amazon Basin: Prospects for sustainable development and a first look at the biogeochemical consequences of pasture reformation. **Outlook on Agriculture**, Elmsford, v. 34, n. 4, p. 215-223, 2005
- CCX - Chicago Climate Exchange. **Carbon Offset Protocol**: agricultural best management practices – sustainably managed rangeland soil carbon sequestration. 2009. Disponível em: <<http://bit.ly/j6VYPK>>. Acesso em: 07 maio 2011.
- COLLINS, S. L.; KNAPP, A. K.; BRIGGS, J. M.; BLAIR, J. M.; STEINAUER, E. M. Modulation of diversity by grazing and mowing in native tallgrass prairie. **Science**, Washington, v. 280, n. 5364, p.745-747, 1998.
- COSTA, M.H.; YANAGI, S.N.M.; SOUZA, P.J.O.P.; RIBEIRO, A.; ROCHA, E.J.P. Climate change in Amazonia caused by soybean cropland expansion, as compared to caused by pastureland expansion. **Geophysical Research Letters**, Washington, v.34, p.L07706, 2007
- COSTANZA, R.; FARBER, S. Introduction to the special issue on the dynamics and value of ecosystem services: integrating economic and ecological perspectives. **Ecological Economics**, Amsterdam, v.41 p.367-373, 2002.
- COSYNS, E.; CLAERBOUT, S.; LAMOOT, I.; HOFFMANN, M. Endozoochorous seed dispersal by cattle and horse in a spatially heterogeneous landscape. **Plant Ecology**, Dordrecht, v.178, n. 2, p.149-162, 2005a.
- COSYNS, E.; DELPORTE, A.; LENS, L.; HOFFMANN, M. Germination success of temperate grassland species after passage through ungulate and rabbit guts. **Journal of Ecology**, Oxford, v. 93, n. 2, p.353-361, 2005b.
- CRAWLEY, M. J. Biodiversity. In: CRAWLEY, M.J. (Ed.). **Plant ecology**. 2.ed. Oxford: Blackwell Publishing, 1997. p. 595-632.
- DALEY, C.A.; ABBOTT, A.; DOYLE, P.S.; NADLER, G.A.; LARSON, S. A review of fatty acid profiles and antioxidant content in grass-fed and grain-fed beef. **Nutrition of Journal**, Philadelphia, v. 9, n. 10, p.1-12, 2010.
- DEBLITZ, C. **Agri benchmark beef**. Benchmarking: Farming Systems around the World, 2009. Disponível em: <<http://bit.ly/eEOPc8>>. Acesso em: 11 fev. 2010.
- DENNIS, P.; YOUNG, M. R.; GORDON, I. J. Distribution and abundance of small insects and arachnids in relation to structural heterogeneity of grazed, indigenous grasslands. **Ecological Entomology**, London, v. 23, n. 3, p. 253-264, 1998.
- DIAS-FILHO, M.B. **Degradação de pastagens**: processos, causas e estratégias de recuperação. 4.ed. rev. atual. e ampl. Belém: Ed. do Autor, 2011. 215p.
- DIAS-FILHO, M.B.; FERREIRA, J.N. Influência do pastejo na biodiversidade do ecossistema da pastagem. In: SIMPÓSIO SOBRE MANEJO ESTRATÉGICO DA PASTAGEM, 4., 2008. **Anais...** Viçosa: UFV; DZO, 2008. p. 47-74.
- DIAZ, S.; LAVOREL, S.; MCINTYRE, S.; FALCZUK, V.; CASANOVES, F.; MILCHUNAS, D. G.; SKARPE, C.; RUSCH, G.; STERNBERG, M.; NOY-MEIR, I.; LANDSBERG, J.; ZHANG, W.; CLARK, H.; CAMPBELL, B. D. Plant trait responses to grazing - a global synthesis. **Global Change Biology**, Oxford, v. 13, n. 2, p. 313-341, 2007.
- DORROUGH, J.; YEN, A.; TURNER, V.; CLARK, S.G.; CROSTHWAITE, J.; HIRTH, J.R. Livestock grazing management and biodiversity conservation in Australia temperate grassy landscapes. **Australian Journal of Agricultural Research**, Victoria, v. 55, n. 3, p. 279-295, 2004.
- EDWARDS, G.R.; CRAWLEY, M.J. Herbivores, seed banks and seedling recruitment in mesic grassland. **Journal of Ecology**, Oxford, v.87, n. 3, p. 423-435, 1999.
- FAO - Food and Agriculture Organization of the United Nations. **FAO statistical databases**. Disponível em: <<http://faostat.fao.org/>>. Acesso em: 26 abr. 2011.
- FAO - Food and Agriculture Organization of the United Nations. **The state of food and agriculture**. Rome, 2009. 166p. Disponível em: <<http://bit.ly/dcsAFD>>. Acesso em: 15 dez. 2010.
- FAO - Food and Agriculture Organization of the United Nations. **The state of food and agriculture**: paying farmers for environmental services. Rome, 2007. (Agriculture Series, 38)
- FAO - Food and Agriculture Organization of the United Nations. **World agriculture**: towards 2030/2050. Rome, 2006. 71p.
- FERRAZ, J.B.S.; FELÍCIO, P.E.D. Production systems - An example from Brazil. **Meat Science**, Barking, v.84, n.2, p.238-243, 2010.

- FICSHER, M.J.; BRAZ, S.P.; SANTOS, R.S.M.D.; URQUIAGA, S.; ALVES, B.J.R.; BODDEY, R.M. Another dimension to grazing systems: soil carbon. **Tropical Grasslands**, Brisbane, v. 41, p. 65-83, 2007.
- FOLEY, J. A.; DEFRIES, R.; ASNER, G. P.; BARFORD, C.; BONAN, G.; CARPENTER, S. R.; CHAPIN, F. S.; COE, M. T.; DAILY, G. C.; GIBBS, H. K.; HELKOWSKI, J. H.; HOLLOWAY, T.; HOWARD, E. A.; KUCHARIK, C. J.; MONFREDA, C.; PATZ, J. A.; PRENTICE, I. C.; RAMANKUTTY, N.; SNYDER, P. K. Global consequences of land use. **Science**, Washington, v. 309, n. 5734, p. 570 - 574, 2005.
- GERBER, P.; KEY, N.; PORTET, F.; STEINFELD, H. Policy options in addressing livestock's contribution to climate change. **Animal**, Clermont-Theix, v. 4, n. 3, p. 393-406, 2010.
- GRIME, J. P. **Plant strategies and vegetation processes**. Chichester: Wiley, 1979. 222 p.
- HART, K. J.; MARTIN, P. G.; FOLEY, P. A.; KENNY, D. A.; BOLAND, T. M. Effect of sward dry matter digestibility on methane production, ruminal fermentation, and microbial populations of zero-grazed beef cattle. **Journal of Animal Science**, Champaign, v. 87, n. 10, p. 3342-3350, 2009.
- HART, R.H. Plant biodiversity on shortgrass steppe after 55 years of zero, light, moderate, or heavy cattle grazing. **Plant Ecology**, Dordrecht, v. 155, n. 1, p. 111-118, 2001.
- HENDRICKS, H.H.; BOND, W. J.; MIDGLEY, J. J.; P. A. N. Plant species richness and composition a long livestock grazing intensity gradients in a Namaqualand (South Africa) protected area. **Plant Ecology**, Dordrecht, v. 176, p. 19-33, 2005.
- HICKMAN, K. R.; HARTNETT, D. C.; COCHRAN, R. C.; OWENSBY, C. E. Grazing management effects on plant species diversity in tallgrass prairie. **Rangeland Ecology & Management**, Wheat Ridge v. 57, n. 1, p. 58-65, 2004.
- HUNTLY, N. Herbivores and the dynamics of communities and ecosystems. **Annual Review of Ecology and Systematics**, Palo Alto, v. 22, p. 477-503, 1991.
- IQBAL, M.; CHENG, Y.-F.; ZHU, W.-Y.; ZESHAN, B. Mitigation of ruminant methane production: current strategies, constraints and future options. **World Journal of Microbiology & Biotechnology**, Oxford, v.24, n.12, p. 2747-2755, 2008.
- MAGURRAN, A. E. **Measuring biological diversity**. Oxford: Blackwell Publishing, 2004. 256 p.
- MAIA, S.M.F.; OGLE, S.M.; CERRI, C.E.P.; CERRI, C.C. Effect of grassland management on soil carbon sequestration in Rondônia and Mato Grosso states, Brazil. **Geoderma**, Amsterdam, v. 149, n. 1-2, p. 84-91, 2009.
- McNAUGHTON, S. J. Biodiversity and function of grazing ecosystems. In: SCHULZE, E.D.; MOONEY, H. A. (Ed.). **Biodiversity and ecosystem function**. Berlin: Springer-Verlag, 1993. p. 361-383.
- MILCHUNAS, D. G.; LAUENROTH, W. K. Quantitative effects of grazing on vegetation and soils over a global range of environments. **Ecological Monographs**, Lawrence v. 63, n. 4, p. 328-366, 1993.
- HASSAN, R.; SCHOLLES, R.; ASH, N. **Ecosystems and human well-being: current state and trends**. Washington: Island Press. 2005, v.1. (Millennium Ecosystem Assessment Series)
- NASCIMENTO JÚNIOR, D. do; SBRISIA, A.F.; DA SILVA, S.C. Atualidades sobre manejo do pastejo nos trópicos. In: SIMPÓSIO SOBRE MANEJO ESTRATÉGICO DA PASTAGEM, 4., 2008, Viçosa. **Anais...** Viçosa: UFV/DZO, 2008. p. 1-19.
- OLFF, H.; RITCHIE, M. E. Effects of herbivores on grassland plant diversity. **Trends in Ecology and Evolution**, Amsterdam, v. 13, n. 7, p. 261-265, 1998.
- OECD-FAO. Organization for Economic Co-Operation and Development, The Food and Agriculture Organization of the United Nations. **Agricultural Outlook 2010-2019**. Paris, 2010. 86p.
- OSEM, Y.; PEREVOLOTSKY, A.; KIGEL, J. Grazing effect on diversity of annual plant communities in a semi-arid rangeland: interactions with small-scale spatial and temporal variation in primary productivity. **Journal of Ecology**, Oxford, v. 90, n. 6, p. 936-946, 2002.
- PAGIOLA, S.; BISHOP, J.; LANDELL-MILLS, N. (Ed.). **Selling forest environmental services: market based mechanisms for conservation and development**. Earthscan; Sterling, 2002. 299p.
- PAGIOLA, S.; RAMÍREZ, E.; GOBBI, J.; HAAN, C. D.; IBRAHIM, M.; MURGUEITIO, E.; RUÍZ, J. P. Paying for the environmental services of silvopastoral practices in Nicaragua. **Ecological Economics**, Amsterdam, v.64, p.374-385, 2007.
- PARSONS, A. J.; CARRÈRE, P.; SCHWINNING, S. Dynamics of heterogeneity in a grazed sward. In: INTERNATIONAL SYMPOSIUM ON GRASSLAND ECOPHYSIOLOGY AND GRAZING ECOLOGY, 1999, Curitiba. **Proceedings...** London: CABI International, 2000. p. 187-214.

- PAUSTIAN, K.; ANTLE, J. M.; SHEEHAN, J.; PAUL, E. A. **Agriculture's role in greenhouse gas mitigation**. Arlington: Pew Center on Global Climate Change, 2006. p.76.
- PHALAN, B.; BALMFORD, A.; GREEN, R.E.; SCHARLEMANN, J.P.W. Minimising the harm to biodiversity of producing more food globally. **Food Policy**, Guilford, v. 36, S62-S71, 2011.
- POWER, A.G. Ecosystem services and agriculture: tradeoffs and synergies. **Philosophical Transactions Royal Society B**, London, v.365, n. 1554, p.2959-2971, 2010
- PROULX, M.; MAZUMDER, A. Reversal of grazing impact on plant species richness in nutrient-poor vs. nutrient rich ecosystems. **Ecology**, Durham, v. 79, n. 8, p. 2581-2589, 1998.
- ROBERTSON, G. P.; PAUL, E. A.; HARWOOD, R. R. Greenhouse gases in intensive agriculture: contributions of individual gases to the radiative forcing of the atmosphere. **Science**, Washington, v. 289, p. 1922 - 1925, 2000.
- RITCHIE, M. E.; OLFF, H. Spatial scaling laws yield a synthetic theory of biodiversity. **Nature**, London, v.400, p. 557-560, Aug. 1999.
- ROOK, A. J.; DUMONT, B.; ISSELSTEIN, J.; OSORRO, K.; WALLISDEVRIES, M. F.; PARENTE, G.; MILLS, J. Matching type of livestock to desired biodiversity outcomes in pastures – a review. **Biological Conservation**, Essex, v. 119, n. 2, p. 137-150, 2004.
- ROOK, A. J.; TALLOWIN, J. R. B. Grazing and pasture management for biodiversity benefit. **Animal Research**, Tubingen, v. 52, p. 181-189, 2003.
- SANTOS, A. J. B.; QUESADA, C. A.; SILVA, G. T. D.; MAIA, J. A. I. F.; MIRANDA, H. S.; MIRANDA, A. C.; LLOYD, J. High rates of net ecosystem carbon assimilation by *Brachiara* pasture in the Brazilian Cerrado. **Global Change Biology**, Oxford, v.10, p.877-885, 2004.
- SCHACHT, W.H.; REECE, P.E. Impact of livestock grazing on extensively managed grazing lands. In: MCDOWELL, R. W. (Ed.). **Environmental impacts of pasture-based farming**. Oxfordshire: CABI, 2009. p. 122-143.
- SCHIFFMAN, P. M. Animal-mediated dispersal and disturbance: driving forces behind alien plant naturalization. In: LUKEN, J. O.; THIERET, J. W. (Ed.). **Assessment and management of plant invasions**. New York: Springer-Verlag, 1997. p. 87-94.
- SCIMONE, M.; ROOK, A. J.; GAREL, J. P.; SAHIN, N. Effects of livestock breed and grazing intensity on grazing systems: 3. Effects on diversity of vegetation. **Grass and Forage Science**, Oxford, v. 62, n. 2, p.172-184, Jun. 2007.
- SEIFAN, M.; KADMON, R. Indirect effects of cattle grazing on shrub spatial pattern in a Mediterranean scrub community. **Basic and Applied Ecology**, Jena, v. 7, n. 6, p. 496-506, 2006.
- SILVER, W. L.; OSTERGAT, R.; LUGO, A. E. The potential for Carbon sequestration through reforestation of abandoned tropical agricultural and pasture lands. **Restoration Ecology**, Malden, v.8, n.4, p.394-407, 2000.
- SKARPE, C. Effects of large herbivores on competition and succession in natural savannah rangelands. In: TOW, P. G.; LANZENBY, A. (Ed.). **Competition and succession in pastures**. New York: CABI Publishing, 2001. p. 175-191.
- 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. Agriculture. In: METZ, B.; DAVIDSON, O.R.; BOSCH, P.R; DAVE, R.; MEYER, L.A. (Ed.). **Climate Change 2007: mitigation**. Cambridge: Cambridge University Press, 2007.
- SODER, K. J.; ROOK, A. J.; SANDERSON, M. A.; GOSLEE, S. C. Interaction of plant species diversity on grazing behavior and performance of livestock grazing temperate region pastures. **Crop Science**, Madison, v. 47, n. 1, p. 416-425, 2007.
- SOUSSANA, J.F.; TALLEC, T.; BLANFORT, V. Mitigating the greenhouse gas balance of ruminant production systems through carbon sequestration in grasslands. **Animal**, Clermont-Theix, v. 4, n.3, p. 334-350, 2010.
- SQUIRES, V.; HUA, L.; LI, G.; ZHANG, D.; RUIJUN, L.; ZHANHUAN, S.; XIAOGAN, L.; PING-AN, J.; HONG-TAO, J. Carbon Sequestration and the Implications for Rangeland Management. In: SQUIRES, V.; HUA, L.; ZHANG, D.; LI, G. (Ed.). **Towards sustainable use of rangelands in north-west China**. Dordrecht: Springer Netherlands, 2010. p. 127-145.
- SWINTON, S. M.; LUPI, F.; ROBERTSON, P.; HAMILTON, S. K. Ecosystem services and agriculture: Cultivating agricultural ecosystems for diverse benefits. **Ecological Economics**, Amsterdam, v.64, p.245-252, 2007.

- TEWS, J.; SCHURR, F.; JELTSCH, F. Seed dispersal by cattle may cause shrub encroachment of *Grewia flava* on Southern Kalahari rangelands. **Applied Vegetation Science**, New York, v. 7, n. 1, p. 89-102, 2004.
- THOMPSON, R.; STARZOMSKI, B. M. What does biodiversity actually do? A review for managers and policy makers. **Biodiversity and Conservation**, London, v. 16, n. 5, p. 1359-1378, 2007.
- TILMAN, D. **Plant strategies and the dynamics and structure of plant communities**. New Jersey: Princeton University Press, 1988. 376 p.
- TILMAN, D.; REICH, P. B.; KNOPS, J.; WEDIN, D.; MIELKE, T.; LEHMAN, C. Diversity and productivity in a long-term grassland experiment. **Science**, Washington, v. 294, n. 5543, p. 843-845, 2001.
- TRABA, J.; LEVASSOR, C.; PECO, B. Restoration of species richness in abandoned Mediterranean grasslands: seeds in cattle dung. **Restoration Ecology**, Malden, v. 11, n. 3, p. 378-384, 2003.
- WALCOTT, J. **Agriculture and biodiversity: connections for sustainable development**. Canberra: Bureau of Rural Sciences, 2004. 56 p.
- WALLIS-DE-VRIES, M. F.; PARKINSON, A. E.; DULPHY, J. P.; SAYER, M.; DIANA, E. Effects of livestock breed and grazing intensity on biodiversity and production in grazing systems. 4. Effects on animal diversity. **Grass and Forage Science**, Oxford, v. 62, n. 2, p.185-197, 2007.
- WUNDER, S.; ENGEL, S.; PAGIOLA, S. Taking stock: A comparative analysis of payments for environmental services programs in developed and developing countries. **Ecological Economics**, Amsterdam, v.65, p.834-852, 2008.
- ZHANG, W.; RICKETTS, T. H.; KREMEN, C.; CARNEY, K.; SWINTON, S. M. Ecosystem services and dis-services to agriculture. **Ecological Economics**, Amsterdam, v.64 p.253-260, 2007.