

A CONTABILIDADE AMBIENTAL NA PRODUÇÃO DE LEITE

Evandro Vasconcelos Holanda Junior

Introdução

A contabilidade convencional considera apenas os bens e serviços transacionados no mercado, isto é, aqueles que têm preços explícitos (Marques e Comune, 1999). Porém, “a operação do processo econômico implica mudanças qualitativas permanentes e irreversíveis no meio ambiente” (Cavalcanti, 1999). No caso, por exemplo, das atividades agrícolas, sabe-se que o homem altera intencionalmente os ciclos biogeoquímicos de partes do ecossistema natural com fins de aumentar a produtividade de alguns organismos nativos ou possibilitar a produção de organismos exógenos, dando o que se pode chamar de *agroecossistemas*. O balanço das trocas de matéria, energia, informação e vida que ocorrem entre o agroecossistema e o ambiente circundante é o que determina o tipo e o grau dos impactos decorrentes (Campanhola et al., 1999).

Para Costanza et al. (1998a), se fazemos escolhas e trocas todos os dias com os ecossistemas, temos que dar valor aos seus bens e serviços, sendo esta necessidade já amplamente reconhecida (Serôa da Motta e Mendes, 1998). Por isso, alguns pesquisadores têm proposto alterar a contabilidade tradicional, incorporando os recursos naturais e os serviços ambientais ao processo contábil, estabelecendo-se com isto a contabilidade ambiental. Alguns autores utilizam a contabilidade ambiental para obter indicadores de sustentabilidade dos sistemas de produção (Halberg, 1999; Tellarini e Caporali, 2000; Ortega, 2001).

Neste trabalho, fez-se uma breve revisão sobre a contabilidade ambiental, com o intuito de chamar a atenção para a necessidade de se pensar outros processos que avaliem a viabilidade dos sistemas de produção de leite que não seja apenas o retorno sobre o investimento. Nossa atenção estará centrada em experiências de utilização da contabilidade ambiental para analisar a produção leiteira.

O valor das mercadorias e o início do diálogo economia-ecologia

A noção de *mercadoria* parece fundamental para entender o valor que a sociedade humana atribui aos bens e serviços. Para Marx (1982), “toda mercadoria se apresenta sob o duplo ponto de vista de *valor de uso e valor de troca*.” O valor de uso expressa as necessidades que um produto pode satisfazer; já o valor de troca expressa a quantidade de dinheiro que as pessoas estão dispostas a pagar para usufruírem deste produto. O valor de uso de um bem é pressuposto necessário para que este venha a ser mercadoria, mas não é suficiente. Como diz Huberman (1983), para que um bem se transforme em mercadoria, é necessário que os valores de uso expressem a relação social de produção, isto é, é preciso que o bem seja produzido não para o consumo direto, mas para a troca. A questão é: “O que determina o valor dessa mercadoria?”

Para os economistas, o valor de uma mercadoria depende do tempo de trabalho necessário para produzi-la (Huberman, 1983; Gonçalves, 1989), sendo utilizada, de acordo com Gonçalves (1989), a noção de *tempo do capital*:

A noção de tempo que está por trás deste processo é o tempo do capital e não a temporalidade dos ecossistemas ou dos trabalhadores. É o tempo da concorrência, traduzido no interior das unidades de produção, nas fábricas e fazendas, pela preocupação com o rendimento do trabalho, com a produtividade.

Os ecologistas falam do valor de uso, que diz respeito às qualidades concretas de cada produto. Como na sociedade capitalista o que interessa é a quantidade de dinheiro, a quantidade se sobrepõe à qualidade, a economia se sobrepõe à ecologia e contabiliza-se apenas o valor de troca dos bens (Gonçalves, 1989; Vargas, 2001).

O consenso acerca dos problemas ambientais (Paula et al., 1997; Romeiro et al., 1999) levou alguns pesquisadores a sentirem a necessidade de se estabelecer um diálogo entre economia e ecologia que permitisse elaborar conceitos, métodos e técnicas, objetivando valorar os bens e serviços ambientais existentes e, assim, incluir nos

custos dos produtos outros valores, além do valor de troca (Gómez, 2001).

Valorar os bens e serviços ambientais é uma questão complicada e que exige estudos muito elaborados (Costanza et al., 1998; Serôa da Motta e Mendes, 1998). Travaram-se vários debates acadêmicos nos últimos anos sobre os métodos de valoração ambiental, em artigos ou fóruns (Bingham, 1995; Costanza, 1998; Holub et al., 1999). A existência de muitos artigos e debates refletem não somente a importância, mas também a falta de consenso sobre qual a metodologia mais adequada (Martinez-Alier, 1997; Romeiro et al., 1999; Costanza et al., 1998). Esta falta de consenso está intimamente relacionada ao que cada corrente de pensamento considera viável para “tratar” as “crises ambientais”, como se pode observar em Romeiro et al. (1999), Toman (1998) e Gómez (2001).

Marques e Comune (1999) destacam as seguintes correntes de economistas que procuram valorar os bens e serviços prestados ao homem pela natureza: a economia do meio ambiente e dos recursos naturais, que se baseia na teoria neoclássica e procura incorporar, aos custos das mercadorias, os valores que os indivíduos estão dispostos a pagar pelos bens e serviços prestados pelo ambiente; a economia ecológica, que se orienta pelas leis da termodinâmica e procura valorar os recursos com base nos fluxos de energia líquida dos ecossistemas; e a economia institucionalista, que utiliza os custos de transação incorridos pelos elementos (instituições, comunidades, agências, públicos em geral), visando uma determinada qualidade ambiental.¹

Para Serôa da Motta e Mendes (1998), todas as metodologias de valoração propostas na literatura estão sujeitas a críticas, “na medida em que não revelam com precisão os valores dos custos ambientais”. Para estes autores, esforços de pesquisa precisam ser realizados, com o objetivo de melhorar a precisão das metodologias existentes.

¹ O livro organizado por Romeiro et al. (1999) apresenta aspectos teóricos, políticos e de gestão que poderão ajudar a compreender as diferenças existentes entre as correntes.

O sistema contábil de nutrientes da Holanda

As excessivas perdas de nutrientes dos processos de produção agropecuária e o impacto negativo dessas perdas para o ambiente têm preocupado muitos países europeus (Breembroek et al., 1996; Wier e Hasler, 1999). Para exemplificar a magnitude dessas perdas, entre 1983 e 1986 ocorreram perdas de 84 a 88% do nitrogênio, 66 a 71% do fosfato e 80 a 87% do fósforo que ingressaram nas fazendas leiteiras holandesas, por acumulação no solo e por emissão para o ambiente (Berentsen et al., 1992).

Em 1980, o governo holandês promulgou uma lei proibindo aumentar em 10% o número de frangos ou porcos criados intensivamente, visando diminuir as perdas de amônia/nitratos (N), fosfato (P) e potássio (K) para o ambiente. Porém, os objetivos não foram alcançados e, diante das alarmantes perdas de N, P e K utilizados nos processos agrícolas, o governo lançou o Plano Nacional de Política Ambiental (Breembroek et al., 1996). A descrição detalhada deste plano foi apresentada por Breembroek et al. (1996), cujo trabalho utilizaremos para expor alguns pontos da Política Ambiental holandesa.

O Plano Nacional de Política Ambiental da Holanda foi elaborado para ser implantado em três fases. Em cada fase, as seguintes metas deveriam ser atingidas:

- I - (1987 -1990) ⇒ estabilizar o problema;
- II - (1991 - 1994) ⇒ redução gradual e preparação para a fase III;
- III - (1995 - 2000) ⇒ redução de 50% nas perdas de amônia, em relação aos valores de 1980, e de nitrato e P, em relação a 1985.

Para a consecução desse plano, as principais medidas foram:

- Implantação de um Sistema Contábil de Nutrientes com estabelecimento de níveis proibitivos para N, P e K;
- Determinação de níveis para aplicação de esterco;
- Redução nas quotas de esterco;

- Padronizar a emissão de amônia por novas criações estabuladas;
- Padronizar a aplicação de fertilizantes nitrogenados.

O Sistema Contábil de Nutrientes foi desenvolvido conjuntamente pelo *Centre for Agriculture and Environment* e por agricultores, com a finalidade de servir como ferramenta de suporte gerencial. Em 1993, o governo e o setor privado escolheram esse sistema como instrumento para implantação da política oficial para o ambiente. O Sistema Contábil de Nutrientes tinha o papel de medir a contribuição de cada fazenda para a saturação do solo e evaporação de amônia e impor uma taxa sobre o excedente. Sua implantação deu-se paulatinamente. Em um primeiro momento, os agricultores foram estimulados a usar o balanço de nutrientes para orientar o gerenciamento. Em 1993, 15.000 dos agricultores calculavam voluntariamente seus balanços de nutrientes e, em 1994, estimava-se que 50% das fazendas de produção animal (40.000 de um total de 70.000) podiam ter acesso a seus balanços de nutrientes. Fazia parte do acordo governo/setor privado que, a partir de 1995, a contabilidade de nutrientes seria obrigatória para todas as fazendas de criação animal.

Para a implantação, os agricultores tiveram assistência de seus contadores e dos serviços de extensão, sendo que autoridades regionais começaram a subsidiar estas atividades. Breembroek et al. (1996) apresentam duas razões para que os agricultores tenham decidido participar voluntariamente do Sistema Contábil de Nutrientes:

- a contabilidade de nutrientes providencia mais informações gerenciais e pode ajudar os agricultores a elevar seus rendimentos pela elevação da eficiência;
- as expectativas de que as taxas sobre perdas “inaceitáveis” de nutrientes fossem bastantes severas levou os agricultores a se antecipar na busca de soluções.²

A implantação do sistema seguiu as seguintes orientações:

² A expectativa, quando da publicação do trabalho de Breembroek et al. (1996), era de que, após 1997, as perdas de N, P e K de todos os tipos de insumos (fertilizantes, alimentos) fossem restringidas. A partir de 1996, incentivos financeiros poderiam ser usados para limitar estas perdas.

- Sistema deve servir para atender à política ambiental e como suporte gerencial ao produtor;
- É necessário estabelecer níveis de nutrientes (quantidade padrão “aceitável”), sendo criados incentivos para que sejam atendidos;
- A quantidade que excede o padrão mínimo “aceitável” é tributada (se quantidade deixada no ambiente > quantidade padrão “aceitável” ⇒ tributo).

Para o cálculo das quantidades excedentes, o Sistema Contábil de Nutrientes adota o esquema insumo/produto (*input/output*). Neste esquema, entende-se que sistemas de produção agropecuários são abastecidos por N, P e K pelas compras comerciais dos produtores e pela própria natureza e exportam estes nutrientes com os produtos vendidos/consumidos, sendo que uma quantidade é perdida para o ar, a água e o solo. A diferença entre o que entrou e o que saiu mede a quantidade de insumos usados na fazenda e indica a eficiência do processo produtivo, pois nela estão incluídos os insumos que foram utilizados nos processos biológicos necessários à produção dos produtos agropecuários e aqueles que foram “deixados” no ambiente (Quadro 1). A idéia básica do Sistema Contábil de Nutrientes é que apenas uma limitada quantidade de nutrientes pode ser perdida durante o processo de produção.

Os dados necessários para contabilizar as entradas e saídas de nutrientes da fazenda foram reunidos de diferentes fontes, dando-se preferência aos dados que continham os conteúdos reais. Breembroek et al. (1996) relatam que, para mapear os fluxos de nutrientes envolvidos nos processos de compra e venda dos produtos mais importantes, as notas de fatura poderiam vir a incluir as informações nutricionais. Para os fertilizantes orgânicos, a criação de certificados de garantia poderá substituir estas notas de fatura e, para as transações comerciais entre as fazendas, poderão ser criadas notas de fatura específicas.

Para calcular o fluxo de nutrientes relacionado aos animais, seriam utilizados os dados disponíveis, nos Países Baixos, da composição dos alimentos e fertilizantes e do pagamento por *carrier*, gordura e proteína no leite. O cálculo seria feito em relação ao peso vivo.

Quadro 1. Exemplo do processo de cálculo do Sistema Contábil de Nutrientes da Holanda para uma fazenda de produção de leite e suínos, com terras disponíveis para pastagens e cultivo. Adaptado de Breembroek et al. (1996).

Discriminação das contas	
1. Somatório dos insumos (N, P, K), kg	
1.1. Quantidades de N, P e K presentes em animais jovens, sementes e plantas da fazenda	
1.2. Quantidades de N, P e K presentes nos estoques de alimentos	
1.3. Quantidades de N, P e K comprados na forma de fertilizantes e outros produtos	
1.4. Quantidades de N, P e K fornecidas pelos processos naturais	
2. Somatório dos insumos (N, P, K), kg	
2.1. Quantidades de N, P e K vendidas ou consumidas na forma de animais e leite	
2.2. Quantidades de N, P e K vendidas ou consumidas na forma de produtos agrícolas	
2.3. Quantidades de N, P e K vendidas ou consumidas na forma esterco, lixo e outros produtos	
3. Excedente de N, P e K, (2-1), kg	

Possíveis efeitos das políticas holandesas sobre a produção leiteira

Berentsen et al. (1992) estudaram os efeitos do Plano Nacional de Política Ambiental do Governo Holandês sobre o lucro dos produtores de leite e sobre as perdas N, K₂O e P₂O₅ em um modelo de produção otimizado para maximizar o lucro de uma fazenda leiteira típica de solos arenosos na Holanda — 24 ha de área cultivada, 12.000³ kg de leite.ha⁻¹.ano⁻¹, 6.695 kg.vaca⁻¹.ano⁻¹; no verão, as vacas podem pastar dia e noite. Para ajustar modelos com diferentes níveis de intensificação no uso da terra, os autores mantiveram fixa a produção por vaca por ano e a área utilizada para leite e aumentaram a cota de produção das fazendas, que, para atingi-la, precisavam de um maior número de vacas. As especificações gerais de manejo do rebanho foram iguais para todos

³ A legislação ambiental do governo estabeleceu cotas de produção de leite por fazenda. Neste caso, corresponde à cota de produção de 288.000 kg por fazenda por ano.

os modelos. Na Tabela 1, estão apresentadas as características e os resultados dos modelos otimizados, antes⁴ e após a implantação do Plano do Governo Holandês.

Tabela 1. Características de fazendas e perdas de N, P e K, sob modelos otimizados para produção de leite na Holanda, antes (1990) e após (2000) a implantação do Plano do Governo Holandês, considerando três níveis de intensificação.

Discriminação	Níveis de intensificação, kg de leite.ha ⁻¹ .ano					
	8.000		12.000		16.000	
	1990	2000	1990	2000	1990	2000
Número de vacas	29	29	43	43	57	57
Área com pastagem, ha	14	14	20	22	24	24
Área com milho para silagem, ha	10	10	4	2	0	0
N nas pastagens, kg.ha ⁻¹	312	300	404	300	500	300
Lucro, US\$ ¹ .ha ⁻¹	391	269	1.160	992	1.797	1.531
Perdas ² de N ³ , kg.ha ⁻¹	246	235	400	327	590	382
Perdas de P ₂ O ₅ , kg.ha ⁻¹	20	20	28	30	44	49
Perdas de K ₂ O, kg.ha ⁻¹	44	52	53	63	118	134

¹Convertido pelo valor apresentado por Berentsen et al. (1992): 1 Dfl = US\$ 0,50.

²Perdas = entradas do nutriente como insumos – saídas do nutriente como produto.

³Perdas de N = perdas de N por emissão de amônia + perdas de N para o solo.

Fonte: Berentsen et al. (1992).

⁴ O Ministério de Agricultura da Holanda, além das cotas de produção, especificou medidas em nível de fazenda para atender à política ambiental. Em 1990, segundo as especificações, o esterco podia ser aplicado “a lanço”; o esterco não-aplicado na fazenda podia não ser estocado ou estocado pelo método aberto; a aplicação de P₂O₅, sem incluir os nutrientes dos fertilizantes, deveria ser de até 250 kg.ha⁻¹ para pastagens, 350 kg.ha⁻¹ para plantios de milho para forragens e 125 kg.ha⁻¹ para plantios de outros produtos agrícolas; não havia limites para o emprego de nitrogênio. Em 2000, as especificações eram: o esterco só podia ser aplicado por “injeção”; a estocagem do esterco só podia ser pelo método “fechado”; os limites de aplicação de P₂O₅, incluindo os nutrientes dos fertilizantes, caíam para 110 kg.ha⁻¹ para pastagens, 75 kg.ha⁻¹ para plantios de milho para forragens e 70 kg.ha⁻¹ para plantios de outros produtos agrícolas; as aplicações de N em todas as culturas deveriam se limitar a 300 kg.ha⁻¹ (Berentsen et al., 1992).

Nas condições de 1990, os lucros e as perdas de nutrientes por hectare dos modelos otimizados diminuíram à medida que decrescia a intensificação da produção. Os modelos de produção mais intensificados precisavam de mais vacas, área com pastagens e menos área com milho para silagem e foram os que sofreram mais impactos, nos lucros e nas perdas de nitrogênio, com a implantação das políticas ambientais. Para todos os níveis de intensificação, as políticas ambientais não provocaram redução nas perdas de K e P.

Como afirma Berentsen et al. (1992), os impactos mais importantes nos modelos de menor intensificação ocorreram por causa de aumentos de custos resultantes dos investimentos na estocagem “fechada” de esterco. Nos modelos mais intensivos, além desses custos de investimentos, também são importantes as mudanças resultantes da introdução de limites ao uso de nitrogênio, o que provoca aumento na compra de concentrados e volumosos de fora da fazenda e decréscimo na compra de fertilizantes.

Segundo Berentsen et al. (1992), a partir dos resultados, pode-se afirmar que as principais variáveis que afetam o uso e as perdas de nutrientes na produção de leite na Holanda são a densidade animal na fazenda, o tipo de alimentos das vacas e dos animais jovens, o método e a duração da estocagem de esterco, o método de aplicação de esterco na terra, o fato de a terra ser usada como pastagem ou para produção de outros produtos agrícolas forrageiros e o nível de aplicação de nitrogênio nas pastagens.

Berentsen et al. (1992) ressaltam que, embora ocorra redução considerável nas perdas de nitrogênio, as metas de redução determinadas pelo Plano Nacional de Política Ambiental do Governo não seriam atingidas pela implantação deste plano, nas condições típicas encontradas na Holanda. Os autores fizeram outras simulações e observaram que, para atingir as metas determinadas no Plano Nacional, três medidas seriam necessárias: 1) introduzir silagem de milho na alimentação das vacas no verão no período do verão ($5,9 \text{ kg.vaca}^{-1}.\text{dia}^{-1}$); 2) diminuir para 211 kg.ha^{-1} a quantidade de nitrogênio por hectare aplicada nas pastagens; 3) diminuir para 35 o número de vacas. Estas medidas diminuíram ainda mais o lucro dos modelos utilizados.

Steeverink et al. (1994) utilizaram um modelo otimizado semelhante ao empregado por Berentsen et al. (1992) para investigar a influência das políticas ambientais holandesas sobre o lucro e as perdas de nitrogênio em fazendas leiteiras da Holanda. Para testar esses efeitos em modelos otimizados com diferentes níveis de intensificação no uso da terra, restringiram a cota de produção anual em 288.000 e o número de vacas em 43 e variaram o tamanho da área total cultivada (Tab. 2). As demais especificações dos modelos foram semelhantes às utilizadas por Berentsen et al. (1992).

Tabela 2. Características de fazendas e perdas de nitrogênio (N) de modelos otimizados para produção de leite na Holanda, antes (A) e após a implantação do Plano do Governo Holandês (2000),⁵ sem (S) e com (C) taxa⁶ sobre as perdas de nitrogênio superiores a 200 kg. ha⁻¹, em três níveis de intensificação

Discriminação	Níveis de intensificação, kg de leite.ha ⁻¹ .ano ⁻¹								
	8.000			12.000			16.000		
	A	S	C	A	S	C	A	S	C
Área total cultivada, ha	36	36	36	24	24	24	18	18	18
Área com pastagem, ha	21	22	23	21	21	24	18	18	18
Área com milho para silagem, ha	15	14	13	3	3	0	0	0	0
N nas pastagens, kg.ha ⁻¹	309	283	246	315	300	223	500	256	256
Lucro, US\$ ¹ .ha ⁻¹	543	507	499	795	745	628	987	807	667
Perdas ² de N, ³ kg.ha ⁻¹	226	214	200	335	322	280	574	344	339
Eficiência na utilização ⁴ de N, %	30	30	30	18	18	20	14	24	24

¹Convertido pelo valor apresentado por Berentsen et al. (1992): 1 Dfl = US\$ 0,50.

²Perdas = entradas do nutriente como insumos – saídas do nutriente como produto.

³Perdas de N = perdas de N por emissão de amônia + perdas de N para o solo.

⁴Eficiência = (saídas/ entradas) x 100.

⁵ As especificações do Ministério de Agricultura da Holanda para 1992 eram semelhantes às de 1990 (Berentsen et al., 1992), à exceção de que todo o esterco não-aplicado na fazenda tinha que ser estocado, podendo isto ser feito pelo método aberto ou fechado.

⁶ Valor da taxa = 2 Dfl.kg⁻¹.

Fonte: Steverink et al. (1994).

A área total cultivada, a área com pastagens e com milho para silagem, o lucro total por fazenda e a eficiência na utilização de nitrogênio foram menores nos modelos mais intensivos, ocorrendo o inverso com a quantidade de nitrogênio por hectare aplicada nas pastagens, o lucro por hectare e a quantidade de nitrogênio perdida por hectare. Steverink et al. (1994) ressaltam que, nos modelos mais intensivos, parte do volumoso utilizado teria que ser comprado fora da fazenda, enquanto no modelo menos intensivo, 9,2 hectares de milho poderiam ser vendidos, resultando em maior retorno bruto.

Após a implantação das políticas governamentais, não considerando a taxação sobre as perdas de nitrogênio, o uso da terra cultivada foi alterado apenas no modelo menos intensivo — o modelo foi otimizado com menor área destinada a milho para silagem e maior área com pastagens. A quantidade de nitrogênio por hectare aplicada nas pastagens, o lucro total e por hectare e as perdas de nitrogênio por hectare foram menores em todos os modelos, sendo que, em geral, as maiores reduções ocorreram no modelo mais intensivo. A eficiência na utilização de nitrogênio modificou-se sensivelmente apenas no modelo de maior intensidade.

Quando foi considerada a taxação sobre as perdas excedentes de nitrogênio, as alterações mais sensíveis ocorreram com a quantidade de nitrogênio aplicada nas pastagens e o lucro e as perdas de nitrogênio por hectare.

Utilizando os mesmos modelos, Steverink et al. (1994) também investigaram as influências das políticas ambientais holandesas sobre os objetivos de seleção de gado de leite. Os efeitos do melhoramento genético sobre o lucro e sobre as perdas de nitrogênio foram derivados da capacidade de ingestão de matéria seca, do peso corpóreo e da composição do leite — *carrier*,⁷ gordura e proteína.

O valor econômico e para perdas de nitrogênio para a capacidade de ingestão de matéria foi zero em quase todas as situações, sendo que somente no modelo mais intensivo, após a aplicação das políticas ambientais, é que ele sofre alteração.

⁷ Leite sem gordura e proteína.

Steverink et al. (1994) concluíram que a legislação ambiental introduzida na Holanda aumenta os valores econômicos para a gordura produzida por vaca, reduz os valores econômicos para peso corpóreo e mantém constantes os valores econômicos para *carriér* e proteína.

Quanto aos valores para as perdas de nitrogênio, os efeitos do melhoramento genético foram variáveis. Isto ocorreu, segundo Steverink et al. (1994), pelo fato de o manejo da fazenda ser orientado para maximizar o lucro, não se podendo tirar conclusões com respeito aos efeitos do melhoramento genético nas diferentes situações. No geral, para diminuir as perdas de nitrogênio, as características genéticas mais importantes foram peso corpóreo e produção de gordura. O aumento no peso corpóreo aumentaria as perdas de nitrogênio e o aumento na produção de gordura as reduziria, com exceção dos modelos mais intensivos e apenas após a aplicação da legislação ambiental. Steverink et al. (1994) também se referem a algumas contradições entre os benefícios do melhoramento genético para o aumento do lucro e a redução de perdas de nitrogênio.

A valoração energética e a utilização de indicadores de performance de agroecossistemas

Segundo Martinez-Alier (1997), a economia ecológica defende que os preços não são um bom indicador dos impactos das atividades econômicas sobre o ambiente, pois indicadores biológicos e físicos freqüentemente apresentam comportamento oposto aos indicadores econômicos.

Muitos autores têm defendido que a energia, por ser o substrato essencial para a operação e conservação de todos os sistemas, pode constituir um padrão de medida dos estoques e fluxos que existem nos sistemas agrícolas (Martinez-Alier, 1997; Cavalcanti, 1999; Halberg, 1999; Tellarini e Caporali, 2000; Ortega, 2001). Ortega (2001) afirma que existem vários métodos científicos que levam em conta, em menor ou maior grau, a Termodinâmica, a Energética dos sistemas biológicos e a Economia para avaliar os sistemas agrícolas e

agro-industriais. Alguns pesquisadores de formação agrônoma usam métodos de análise de “energia seqüestrada”, que leva em conta apenas a energia dos insumos materiais (...). Nas pesquisas que realizamos usamos a metodologia sistêmica denominada “análise de energia” (...). A energia: escrita com “m”, é definida como toda a energia disponível usada na obtenção de um produto, incluindo os processos da natureza e os humanos, em outras palavras, a “energia agregada” (...).

Para a transformação de fluxos materiais ou monetários em energia, os cálculos consistem basicamente em adicionar linhas às planilhas convencionais e converter todos os fluxos em energia por unidade de área e de tempo — Joules.ha⁻¹.ano —, apresentando as vantagens de permitir comparar os fluxos entre si, saber a energia (ou energia) necessária para produzir, obter índices para diagnóstico, comparar alternativas econômicas diferentes, medir a sustentabilidade de um sistema de produção (Ortega, 2001).

Tellarini e Caporali (2000) construíram uma matriz de insumo/produto contendo as informações, em termos de valores energéticos e monetários, das transferências de materiais, de energia e de valores monetários entre os setores de produção agrícola, criação animal e solo, visando construir indicadores de performance de agroecossistemas, em termos monetários e energéticos.

Como apresentado por Tellarini e Caporali (2000), a construção dessa matriz de insumo/produto orienta-se pelo entendimento de que o agroecossistema pode ser visto como um sistema geral. Este sistema geral pode ser abastecido pelo ambiente socioeconômico em que a fazenda está inserida (transferências com o meio externo), podendo ser dividido em dois setores: primário (agrícola) e outros setores (industrial, serviços); ou por insumos oriundos dos próprios processos de produção da fazenda (transferências internas). Faz-se sempre presente o entendimento de que um produto produzido por um processo de produção pode servir para seu auto-reabastecimento, como insumo para outro setor ou deixar definitivamente o sistema. A representação espaço-temporal das transferências entre os setores permite medir os totais de insumos e produtos e analisar o movimento interno de um setor para outro e do todo com cada setor. Assim, a matriz de insumo/produto permite

indicar, setor por setor, o que e quanto, em termos de valores monetários e de energia, tem sido consumido para produzir certa quantidade e para que propósitos.

Para expressar os fluxos internos à fazenda, entre fazendas e entre a fazenda e outros setores não-agrícolas, Tellarini e Caporali (2000) propõem a utilização de indicadores de performance de agroecossistemas e apresentam uma série desses indicadores. Na Tabela 3, estão apresentados cinco desses indicadores, expressos em valores monetários e energéticos, para duas fazendas na região central da Itália, juntamente com a área cultivada, o tamanho do rebanho, o capital investido, o total de insumos e o total de produtos para cada fazenda.

As fazendas estudadas eram adjacentes, localizadas sobre as mesmas condições pedológicas e climáticas, tinham tamanhos similares, mas profundas diferenças tecnológicas e de manejo. Uma fazenda, que chamaremos de “fazenda de insumos externos”, era orientada para o mercado, especializada e caracterizada por elevado uso de insumos externos, monocultura de cereais, uso de fertilizantes químicos. A outra fazenda, chamada de “fazenda de insumos internos”, caracteriza-se por menor uso de insumos externos, combinação de criação de bovinos e várias culturas e uso de fertilizantes orgânicos. Como pode ser observado na Tabela 5, o total de capital investido, na fazenda, para insumos externos foi bem maior que na fazenda de insumos internos.

Em valores de energia, a fazenda de insumos internos usou bem mais energia por hectare que a fazenda de insumos externos. No entanto, 84% desta energia são oriundos do setor agrícola, que, segundo Tallarini e Caporali (2000), são produzidos com fontes de energia renovável, enquanto na fazenda de insumos externos quase a metade da energia utilizada origina-se de insumos produzidos em outros setores com fontes energéticas não-renováveis. O total de produtos também foi bem maior nas fazendas de insumos internos, sendo que a produtividade da produção líquida em relação aos insumos externos, não-agrícolas e agrícolas foi bem superior.

Com os valores monetários, as diferenças entre o total de insumos e o total de produtos foi minimizada. Segundo Tallarini e Caporali

(2000), como as maiores diferenças residem na valoração do total da produção que é reutilizado na própria fazenda (transferências internas), estes resultados sugerem que o mercado desencoraja a reciclagem enquanto incentiva as importações de insumos externos, minando as bases de “sustentabilidade” dos agroecossistemas.

Tabela 3. Características de duas fazendas contrastantes na Itália e indicadores de uso dos recursos e sustentabilidade, para o triênio 1987-1989.

Discriminação	Fazendas	
	Insumos internos	Insumos externos
Área cultivada, ha	21	23
Rebanho bovino, cabeças	18	0
Capital investido, ECU.ha ⁻¹	6.915	11.539
Resultados obtidos e indicadores calculados com os valores em energia:		
Total de insumos, GJ.ha ⁻¹	122	69
Insumos externos não-agrícolas/total de insumos, %	16	48
Insumos internos/ total de insumos, %	81	33
Insumos agrícolas ¹ / total de insumos, %	84	52
Total de produtos, GJ.ha ⁻¹	129	81
Produtos líquidos ² /insumos externos	2,35	1,28
Produtos líquidos/total de insumos	0,44	0,85
Resultados obtidos e indicadores calculados com os valores monetários:		
Total de insumos, ECU.ha ⁻¹	796	760
Insumos externos não-agrícolas/total de insumos, %	60	94
Insumos internos/ total de insumos, %	36	2
Insumos agrícolas/ total de insumos, %	40	6
Total de produtos, ECU.ha ⁻¹	1.064	1.021
Produtos líquidos ² /insumos externos	1,75	1,36
Produtos líquidos/ total de insumos	1,06	1,33

¹Inclui os insumos produzidos na fazenda e os insumos comprados de outras fazendas.

²Não considera os produtos destinados à utilização na fazenda no mesmo ano em que foram produzidos.

Adaptado de Tallarini e Caporali (2000).

A produtividade total dos insumos é um pouco maior na fazenda de insumos externos; porém, quando se consideram apenas os insumos

externos, as fazendas de insumos internos apresentam uma performance bem melhor. Os indicadores de performance dos agroecossistemas calculados com as duas grandezas de valores são claramente diferentes nas duas situações.

Segundos os autores, a mensuração em termos energéticos e monetários é desejável por permitir documentar os padrões de transferências dos elementos biofísicos e dos valores socioculturais ocorridas nos agroecossistemas. Porém, os autores concluíram que valores energéticos e monetários não oferecem isoladamente uma contabilidade coerente e capaz de integrar os aspectos econômicos e ecológicos. A valoração em termos monetários minimizam a importância dos agroecossistemas, não apreciando satisfatoriamente os aspectos biofísicos, enquanto a valoração em termos ecológicos não considera os aspectos socioculturais.

No atual estágio de desenvolvimento dos métodos contábeis, Tallarini e Caporali (2000) consideraram que a valoração em termos energéticos é satisfatória para calcular indicadores de performance dos agroecossistemas.

Um exemplo do uso de indicadores na produção de leite

Halberg (1999) apresenta os requerimentos para que os indicadores atendam aos critérios do ponto de vista da sociedade e do ponto de vista do agricultor. Do ponto de vista da sociedade, o indicador precisará descrever e operacionalizar aspectos relevantes do uso dos recursos e dos potenciais impactos ambientais das atividades agrícolas e ser útil e válido cientificamente. Do ponto de vista do produtor, deve ser útil para orientar a tomada de decisão dos agricultores, ser sensível às mudanças de manejo e requerer tempo e gastos que não inviabilizem a coleta dos dados e o seu cálculo.

Para testar se uma amostra de indicadores atendiam a esses requerimentos, Halberg utilizou informações de 15 fazendas de leite, 10 “orgânicas” e 5 “convencionais”. Em 11 fazendas, os resultados referem-se ao período de maio de 1994 a abril de 1997 e nas demais apenas ao período de maio de 1995 a abril de 1997. Na grande

maioria, as vacas eram *Holstein-Friesian* da Dinamarca, mas em três fazendas havia *Dinamarquês Vermelho* e em uma, *Jersey*.

Os indicadores calculados visaram expressar o excedente por hectare e a eficiência na utilização de N e P, a eficiência no uso de energia fóssil, a frequência de tratamento com “pesticidas”,⁸ medir o impacto sobre a vida selvagem e a quantidade de hectares arados.

Para calcular os indicadores, a maioria dos dados utilizados pelo autor constavam dos livros-caixas das fazendas. Os detalhes sobre o uso de “pesticidas”, fertilizantes e esterco nas diferentes culturas foram coletados pelos fazendeiros nas rotinas diárias e checados com as quantidades compradas. Os fluxos internos de alimentos na fazenda e a produção animal foram registrados pelo técnico especializado na visita mensal, utilizando-se um programa de controle tradicional na Dinamarca. A quantidade de ervas daninhas e a porcentagem de trevo nas culturas agrícolas foram estimadas visualmente pelo técnicos.

Para obter o excedente e a eficiência na utilização de N e P, o autor adotou método semelhante ao descrito por Breembroek et al. (1996); para calcular a dependência de energia fóssil das fazendas, considerou a energia direta (diesel e eletricidade) e a indireta (energia usada para a produção de fertilizantes, concentrados e outros produtos); e, para obtenção da frequência de tratamento “pesticidas”, usou o programa de tratamento padrão adotado na Dinamarca.

Na Tabela 4, são apresentadas as características médias e os indicadores em dois grupos: fazenda orgânica e fazenda convencional. As fazendas orgânicas eram um pouco maiores, tinham menor densidade animal, produziram menos excedente de N e P, foram mais eficientes na utilização de N e P, utilizaram menos energia fóssil (não-renovável), recorriam a tratamentos com “pesticidas” com menos frequência e traziam menores impactos da produção de leite orgânico sobre a vida selvagem, com exceção do indicador de percentual de área não-cultivada nas fazendas.

Halberg (1999) utilizou análise de regressão linear múltipla para investigar a influência de alguns fatores sobre todos esses

⁸ Parece-nos que inclui o uso de produtos agrônômicos e veterinários.

indicadores. Foram utilizadas três classes: tipo de fazenda: suínos,⁹ leite convencional e leite orgânico; tipo de solo (arenoso, arenoso irrigado e calcário argiloso); ano agrícola (1994, 1995 e 1996); e fazenda (número da fazenda). Além dessas classes, foram testados os efeitos da densidade animal e das interações ano x tipo de fazenda, ano x tipo de solo e densidade animal x tipo de fazenda.

Tabela 4. Valores médios para área, densidade animal, excedente por hectare e a eficiência na utilização de N e P, a eficiência no uso de energia fóssil, a frequência de tratamento com “pesticidas” e o impacto sobre a vida selvagem dos agroecossistemas de dois grupos de fazenda produtoras de leite na Dinamarca. Valores referentes a três anos.

Características e indicadores	Tipo de Fazenda	
	Orgânica	Convencional
Número de fazendas	10	5
Área, ha	91,87	87,18
Unidade animal ¹ .ha ⁻¹ ,	1,07	1,54
Excedente ² de N, kg.ha ⁻¹	110,37	182,64
Eficiência ³ na utilização de N, %	24,07	23,00
Excedente de P, kg.ha ⁻¹	7,13	20,64
Eficiência na utilização de P, %	53,50	35,55
Uso de energia fóssil para a produção de grãos, MJ.kg ⁻¹ grão	0,96	1,59
Uso de energia fóssil para a produção de leite, MJ.kg ⁻¹ leite	2,76	3,53
Frequência de tratamentos “pesticidas”, TFI ⁴	0,67	1,52
Indicadores de impacto sobre a vida selvagem:		
Área não-pulverizada/ área total, %	98,40	35,36
Ervas daninhas/ área com grãos, %	10,07	1,27
Área não-cultivada/ área total, %	4,20	4,40

¹ 1 Unidade animal = 1 vaca Holstein-Friesian.

²Perdas = compras do nutriente como insumos – vendas do nutriente como produto.

³Eficiência = (vendas/ compras) x 100.

⁴TFI - Treatment frequency index

Fonte: Halberg (1999).

⁹ O autor também calculou os indicadores para cinco fazendas de criação de suínos.

Os principais resultados encontrados pelo autor foram:

- o aumento da densidade animal aumenta significativamente o excedente de N e P e a eficiência de utilização de N;
- o efeito “tipo de solo” foi significativo para o uso de energia fóssil para a produção de grãos e para o percentual da área total que não foi cultivada. Mas o efeito do tipo de solo corrigido para ano não foi significativo para nenhum indicador;
- antes de corrigir para ano e densidade animal, o efeito “tipo de fazenda” foi significativo para todos os indicadores, exceto para eficiência de utilização de fósforo. As fazendas leiteiras orgânicas tinham significativamente menores excedentes de N e P do que fazendas leiteiras convencionais, enquanto as fazendas de criação de suínos eram mais eficientes na convenção de N do que as fazendas leiteiras. As fazendas suínas tinham, significativamente, maiores percentuais de áreas não-cultivadas e maior frequência de tratamentos com “pesticidas” do que as fazendas leiteiras;
- após correção para textura de solo, as fazendas leiteiras usaram significativamente menos energia fóssil por quilo de grão e por quilo de leite produzido que as fazendas leiteiras convencionais e de criação de suínos. Fazendas em solo arenoso usaram mais energia fóssil por quilo de grão produzido, mas não usaram mais energia por quilo de leite produzido;
- a energia usada por quilo de grãos produzido foi maior em 1994 do que em 1996, não existindo interação entre ano e fazenda e entre ano e tipo de solo.

Diante dos resultados, o autor concluiu que, para todos os indicadores, exceto uso de energia fóssil para a produção de grão, a variação no indicador foi mais importante entre fazendas do que a variação entre anos em cada fazenda. Estes resultados sugerem que os indicadores refletem bem as diferenças entre as práticas de manejo nas fazendas. Entre fazendas com as mesmas práticas de manejo e entre os anos em uma mesma fazenda, as diferenças encontradas podem ser explicadas pelo aumento do conhecimento do produtor acerca dos processos de produção na fazenda.

Segundo o autor, mais pesquisas precisam ser realizadas para determinar a sensibilidade estatística de mudanças eventuais nos níveis dos indicadores e para obter novos dados para uma melhor interpretação dos resultados em fazendas individuais.

À guisa de conclusões

A descrição das metodologias adotadas por alguns trabalhos na literatura internacional pode auxiliar na realização de pesquisas que visam o estudo dos impactos para o ambiente da produção de leite no Brasil.

Se o consenso sobre a “crise ambiental” provocar alteração nos critérios de avaliação dos sistemas de produção de leite desejáveis para o Brasil, provavelmente serão exigidas alterações nos itinerários técnicos de produção de leite atualmente adotados. A delimitação das tecnologias de produção adequadas neste “novo” cenário exigirá emprego de outros indicadores de avaliação, além dos econômicos, para as condições socioeconômicas e biofísicas brasileiras.

Os possíveis usos que podemos identificar para a contabilidade ambiental na atividade de produção leiteira foi seu emprego para comparar diferentes processos de produção de um produto, como indicador de sustentabilidade dos agroecossistemas e para orientar políticas públicas e privadas que visem preservar os recursos naturais utilizados pela atividade leiteira.

Diante da inexistência de um consenso sobre a melhor metodologia, iremos ressaltar alguns pontos que nos parecem importantes para que a contabilidade ambiental aplicada à produção leiteira contribua efetivamente para preservar não apenas a base de recursos naturais utilizados, mas também a capacidade de recuperação dos ecossistemas:

1. Talvez, sua principal utilidade imediata na produção de leite seja comparar itinerários técnicos atualmente propostos pela pesquisa brasileira e que têm gerado tantos debates.

2. A metodologia adotada deve ser capaz de levar em conta a irreversibilidade dos processos naturais e contribuir para que os processos de produção de leite não os inviabilizem.
3. O enfoque adotado na escolha da metodologia não pode ser “simplificador”, já que, segundo Campanhola et al. (1999), este enfoque visa apenas “quantificar o prejuízo de acordo com o valor que o bem perdido ou deteriorado tem para o agroecossistema. Neste caso, por exemplo, o custo da erosão seria dado pelo valor dos nutrientes contidos no solo que foi perdido ou, em casos mais graves onde a área se torna inapta para a agricultura, o custo é obtido pelo preço de mercado da área afetada”.
4. Na comparação de sistemas reais, é conveniente, como afirma Ortega (2001), fazer uma boa descrição dos sistemas produtivos, incluindo aspectos sociais e antropológicos.

O diálogo entre economia e ecologia e o debate sobre a utilização da contabilidade ambiental para o enfrentamento das questões ambientais produziram muito mais do que foi apresentado neste trabalho. As divergências existentes entre as diferentes correntes não se resumem apenas às metodologias de valoração, mas também ao usos e à capacidade da contabilidade ambiental como instrumento que possa realmente contribuir para materializar os sonhos de melhores relações dos humanos com a natureza.

Referências bibliográficas

- BERENTSEN, P.B.M.; GIESEN, G.W.J.; VERDUYN, S.C. Manure legislation effects on income and on N, P and K losses in dairy farming. *Livestock Production Science*, v.31, p.43-56, 1992.
- BINGHAM, G.; BISHOP, R.; BRODY, M.; BROMLEY, D. et al. Issues in ecosystem valuation – improving informations for decision-making. *Ecological Economics*, v.14, n.2, p.73-90, 1995.
- BREEMBROEK, J.A.; KOOLE, B.; POPPE, K.J.; WOSSIJK, G.A.A. Environmental farm accounting: the case of the Dutch nutrients accounting system. *Agricultural System*, v.51, p.29-40, 1996.
- CAMPANHOLA, C.; LIZ, A.J.B.; LUCCHIARI, A. O problema ambiental no Brasil: agricultura. In: ROMEIRO, A.R.; REYDON, B.P.; LEONARDI, M.L.A.

Economia do meio ambiente: teoria, política e a gestão de espaços regionais. 2 ed. Campinas, SP: UNICAMP/IE, 1999. Cap. 3, p.267-282, 1999.

CAVALCANTI, C. Condicionantes biofísicos da economia e suas implicações. In: ROMEIRO, A.R.; REYDON, B.P.; LEONARDI, M.L.A. *Economia do meio ambiente: teoria, política e a gestão de espaços regionais*. 2 ed. Campinas, SP: UNICAMP/IE, 1999. Cap. 1, p.63-84.

COSTANZA, R. The value of ecosystem. *Ecological Economics*, v.25, p.1-2, 1998.

COSTANZA, R.; D'ARGUE, R.; GROOT, R.; FARBER, S. et al. The value of ecosystem service: putting the issues in perspective. *Ecological Economic*, v.25, p.67-72, 1998.

GÓMEZ, W. H. Desenvolvimento sustentável, agricultura e capitalismo. In: BECKER, D. F. (org.) *Desenvolvimento sustentável: necessidade e/ou possibilidade?*. 3ª ed. Santa Cruz do Sul, RS: Ed. EDUNISC, 2001. 238 p. (cap. 3).

GONÇALVES, C.W.P. *Os (des) caminhos do meio ambiente*. São Paulo: Contexto, 1989.

HALBERG, N. Indicators of resource use and environmental impact for use in a decision aid for Danish livestock farmers. *Agriculture Ecosystems and Environment*, v.76, p17-30, 1999.

HOLUB, H.W.; GOTTFRIED, T.; TAPPEINER, U. Some remarks on the 'System of Integrated Environmental and Economic Accounting of the United Nations. *Ecological Economics*, v.29, p.329-336, 1999.

HUBERMAN, L. *História da riqueza do homem*. 19 ed. Rio de Janeiro: Zahar, 1983. 318p.

MARQUES, J.F.; COMUNE, A.E. A teoria neoclássica e a valoração ambiental. In: ROMEIRO, A.R.; REYDON, B.P.; LEONARDI, M.L.A. *Economia do meio ambiente: teoria, política e a gestão de espaços regionais*. 2 ed. Campinas, SP: UNICAMP/IE, 1999. Cap. 1, p.23-44,.

MARTINEZ-ALIER, J. Some issues in agrarian and ecological economics, in memory of Georescu-Roegen. *Ecological Economics*, v.22, p.225-238, 1997.

MARX, K. *Para a crítica da economia política; salário, preço e lucro; o rendimento e suas fontes: a economia vulgar*. São Paulo: Abril Cultural, 1982.

ORTEGA, E. Metodologias para avaliação de projetos agrícolas e agroindustriais usando balanços de energia. <[http:// www.unicamp.br/fea/ortega/homepage.htm](http://www.unicamp.br/fea/ortega/homepage.htm)> data da captura: 25/09/2001.

PAULA, J.A; BARBIERI, A.F.; GUERRA; C.B. et al. *Biodiversidade, população e economia: uma região da mata atlântica*. Belo Horizonte: Ed. UFMG. 1997. ---p.

ROMEIRO, A.R.; REYDON, B.P.; LEONARDI, M.L.A. *Economia do meio ambiente: teoria, política e a gestão de espaços regionais*. 2 ed. Campinas, SP: UNICAMP/IE, 1999.

SERÔA DA MOTTA, R.; MENDES, F.E. Instrumentos econômicos na gestão ambiental: aspectos teóricos e de implementação. In: ROMEIRO, A.R.; REYDON, B.P.; LEONARDI, M.L.A. *Economia do meio ambiente: teoria, política e a gestão de espaços regionais*. 2 ed. Campinas, SP: UNICAMP/IE, 1999. Cap. 2, 1999, p.127-152.

STEVERINK, M.H.A.; GROEN, A.F.; BERENTSEN, P.B.M. The influence of environmental policies for dairy farms on dairy cattle breeding goals. *Livestock Production Science*, v.40, p.251-261, 1994.

TELLARINI, V.; CAPORALI, F. Na input/output methodology to evaluate farms as sustainable agroecosystems: na application of indicators to farms in central Italy. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, v.77, p.111-123, 2000.

TOMAN, M. Why not to calculate the value of the world's ecosystem services and natural capital. *Ecological Economics*, v.25, p.57-60, 1998.

VARGAS, P. R. O insustentável discurso da sustentabilidade. In: BECKER, D. F. (org.) *Desenvolvimento sustentável: necessidade e/ou possibilidade?*. 3ª ed. Santa Cruz do Sul, RS: Ed. EDUNISC, 2001. 238 p. (cap. 8).

WIER, M.; HASLER, B. Accounting for nitrogen in Denmark – a structural decomposition analysis. *Ecological Economics*, v.30, p.317-331, 1999.