

#### Julio Cesar Pascale Palhares

Organizador

Alec D. Mackay Alexandre M. Pedroso Ana Paula Oeda Rodrigues André Gustavo Nave Estelle J. Dominati Fabiano Turini Farah Fernanda Helena Martins Chizzotti Fernando Henrique Franco Lamonato Giovanni Vitti Moro Gustavo I. M. M. de Lima João Luis dos Santos Julio Cesar Pascale Palhares Laura Franco Prados Lícia Maria Lundstedt Luís Ferreira Luiz Fernando Costa e Silva María Aleiandra Herrero Mario Luiz Chizzotti Najana E. Manzke Paulo Armando V. de Oliveira Polyana Pizzi Rotta Ricardo Ribeiro Rodrigues Rodrigo da Silveira Nicoloso Ronaldo Eduardo Vibart Sebastião de Campos Valadares Filho Sergius Gandolfi

# Produção Animal e Recursos Hídricos

**Autores** 

Volume 1



Produção animal e recursos hídricos / Julio Cesar Pascale Palhares (organizador). – São Carlos : Editora Cubo, 2016. 183 p.

v. 1 Português ISBN 978-85-60064-67-0

1. Água. 2. Efluente. 3. Legislação. 4. Nutrição animal. 5. Resíduos. 6. Tratamento. I. Palhares, Julio Cesar Pascale, org.

Capa, projeto gráfico, revisão e diagramação



#### Sobre os autores

#### Alec D. Mackay

Engenheiro-agrônomo, Ph.D. em Agronomia, pesquisador do Land & Environment, Grasslands Research Centre, AgResearch, Nova Zelândia. E-mail: alec.mackay@agresearch.co.nz

#### Alexandre M. Pedroso

Engenheiro-agrônomo, doutor em Zootecnia, Consultor Técnico, Cargill Nutrição Animal, Brasil.

E-mail: ampedroso@gmail.com

#### Ana Paula Oeda Rodrigues

Engenheira-agrônoma, mestre em Aquicultura, pesquisadora da Embrapa Pesca e Aquicultura, Brasil.

E-mail: anapaula.rodrigues@embrapa.br

#### André Gustavo Nave

Engenheiro Agrônomo, doutor em Biologia Vegetal, Diretor da Empresa BIOFLORA - Tecnologia da Restauração e pesquisador do Laboratório de Ecologia e Restauração Florestal (LERF/ESALQ/USP), Brasil. E-mail: agnave@gmail.com

0 -0

#### Estelle J. Dominati

Engenheira Agrônoma, Ph.D. em Economia Ecológica, pesquisadora do Land & Environment, Grasslands Research Centre, AgResearch, Nova Zelândia. E-mail: estelle.dominati@agresearch.co.nz

#### Fabiano Turini Farah

Engenheiro Agrônomo, doutor em Biologia Vegetal, pesquisador da Empresa BIOFLORA - Tecnologia da Restauração e do Laboratório de Ecologia e Restauração Florestal (LERF/ESALQ/USP), Brasil.

E-mail: fbnfrh@gmail.com

#### Fernanda Helena Martins Chizzotti

Zootecnista, doutora em Zootecnia, professora da Universidade Federal de Viçosa, Brasil.

E-mail: fernanda.chizzotti@ufv.br

#### Fernando Henrique Franco Lamonato

Biólogo, pesquisador da Empresa BIOFLORA - Tecnologia da Restauração e do Laboratório de Ecologia e Restauração Florestal (LERF/ESALQ/USP), Brasil. E-mail: nandolamonato@gmail.com

#### Giovanni Vitti Moro

Engenheiro-agrônomo, doutor em Ciências, pesquisador da Embrapa Pesca e Aquicultura, Brasil.

E-mail: giovanni.moro@embrapa.br

#### Gustavo J. M. M. de Lima

Engenheiro-agrônomo, Ph.D. em Nutrição Animal, pesquisador da Embrapa Suínos e Aves, Brasil.

E-mail: gustavo.lima@embrapa.br

#### João Luis dos Santos

Marketing, mestre em Engenharia Agrícola, Especializo Consultoria, Brasil. E-mail: joao.luis@especializo.com.br

#### Julio Cesar Pascale Palhares

Zootecnista, doutor em Ciências Ambientais, pesquisador da Embrapa Pecuária Sudeste, Brasil.

E-mail: julio.palhares@embrapa.br

#### Laura Franco Prados

Zootecnista, Doutoranda em Zootecnia da Universidade Federal de Viçosa, Brasil.

E-mail: laurafrancoprados@hotmail.com

#### Lícia Maria Lundstedt

Bióloga, doutora em Genética e Evolução, pesquisadora da Embrapa Pesca, Aquicultura, Brasil.

E-mail: licia.lundstedt@embrapa.br

#### Luís Ferreira

Químico, doutor em Engenharia do Ambiente, pesquisador do Departamento de Ciências e Engenharia de Biossistemas, Instituto Superior de Agronomia, Universidade de Lisboa, Portugal.

E-mail: lferreira@isa.utl.pt

#### Luiz Fernando Costa e Silva

Zootecnista, doutor em Zootecnia, pós-doutorando da Universidade Federal de Vicosa, Brasil.

E-mail: luiz.e@ufv.br

#### María Alejandra Herrero

Engenheira-agrônoma, professora da Faculdade de Ciências Veterinárias, Universidade de Buenos Aires, Argentina.

E-mail: aherrero@fvet.uba.ar

#### Mario Luiz Chizzotti

Zootecnista, doutor em Zootecnia, professor da Universidade Federal de Viçosa, Brasil.

E-mail: mariochizzotti@ufv.br

#### Naiana E. Manzke

Médica Veterninária, doutora em Nutrição Animal, Bolsista de Pós-Doutorado da Embrapa Suínos e Aves, Brasil.

E-mail: nanamanzke@yahoo.com.br

#### Paulo Armando V. de Oliveira

Engenheiro-agrícola, doutor em Ciências do Meio Ambiente, Embrapa Suínos e Aves, Brasil.

E-mail: paulo.armando@embrapa.br

#### Polyana Pizzi Rotta

Zootecnista, doutora em Zootecnia, professora da Universidade Federal de Viçosa, Brasil.

E-mail: polyana.rotta@ufv.br

#### Ricardo Ribeiro Rodrigues

Biólogo, doutor em Biologia Vegetal, professor da Escola Superior de Agricultura Luiz de Queiroz, Universidade de São Paulo e coordenador do Laboratório de Ecologia e Restauração Florestal (LERF/ESALQ/USP), Brasil.

E-mail: rrresalq@usp.br

#### Rodrigo da Silveira Nicoloso

Engenheiro-agrônomo, doutor em Engenharia Agrícola, pesquisador da Embrapa Suínos e Aves, Brasil.

E-mail: rodrigo.nicoloso@embrapa.br

#### Ronaldo Eduardo Vibart

Engenheiro-agrônomo, doutor em Zootecnia, pesquisador do AgResearch Limited, Grasslands Research Centre, Nova Zelândia.

E-mail: ronaldo.vibart@agresearch.co.nz

#### Sebastião de Campos Valadares Filho

Zootecnista, doutor em Zootecnia, professor da Universidade Federal de Viçosa, Brasil.

E-mail: scvfilho@ufv.br

#### Sergius Gandolfi

Biólogo, doutor em Biologia Vegetal, professor da Escola Superior de Agricultura Luiz de Queiroz, Universidade de São Paulo e coordenador do Laboratório de Ecologia e Restauração Florestal (LERF/ESALQ/USP), Brasil.

E-mail: sgandolf@usp.br

# Sumário

Apresentação
CAPÍTULO 1  A experiência brasileira no manejo hídrico das produções animais
CAPÍTULO 2  A experiência argentina no manejo hídrico das produções animais
CAPÍTULO 3  A experiência portuguesa no manejo hídrico das produções animais
CAPÍTULO 4  A experiência neozelandesa no manejo hídrico das produções animais
CAPÍTULO 5 <b>Legislação e qualidade da água na produção animal</b>
CAPÍTULO 6  Modelo de gestão e de licenciamento ambiental para a suinocultura brasileira
Nutrição de precisão e manejo ambiental de bovinos de corte
CAPÍTULO 8  Nutrição de precisão para alcançar a sustentabilidade em sistemas intensivos de produção de leite

	Р			

Nutrição de precisão e manejo alimentar como formas de reduzir a poluição ambiental dos resíduos gerados
na produção de suínos e de aves
CAPÍTULO 10  Manejo nutricional em piscicultura
Restauração florestal de Áreas de Preservação Permanente (APPs) em propriedades de pecuária, no domínio da Mata Atlântica e Amazônia

### Apresentação

Afirmar que a água é um elemento fundamental na produção animal é, como dizem por aí, chover no molhado. Esse recurso natural está presente em vários aspectos do dia a dia das produções, tais como: a água de consumo dos animais, a água para lavagem das instalações e de equipamentos, a água de irrigação e a água contida nos alimentos oferecidos aos animais.

Por ser um recurso de tamanha importância, é necessário que os atores das cadeias de produção tenham à disposição material técnico que os auxilie no manejo hídrico das produções. Infelizmente, essa não é a realidade de nosso país. Temos várias publicações nas temáticas de nutrição animal, manejo de pastagens, sanidade animal, entre outros, mas a relação da água com a produção animal ainda é um tema pouco explorado pelas publicações técnicas. Essa realidade deve mudar no curto prazo devido aos eventos ambientais extremos que o planeta e as regiões estão vivenciando e que, segundo os estudos, tendem a se intensificar. Questões como mudanças climáticas globais, escassez hídrica e conflitos pelo uso da água devem estar cada vez mais presentes no cotidiano da produção animal.

Este livro objetiva oferecer o conhecimento de práticas e tecnologias que auxiliem no manejo hídrico da produção animal, contribuindo para a segurança hídrica da atividade. Trata-se da primeira obra nacional que aborda a água e as suas relações com a produção de produtos animais.

Essa abordagem é feita de forma transdisciplinar, pois a água não é entendida somente em seus aspectos quantitativos e qualitativos, mas em suas três dimensões na produção animal: recurso natural, insumo e alimento.

Em quatro capítulos, discutem-se as relações da nutrição animal de bovinos de corte e de leite, de suínos, de aves e de peixes, e como o manejo nutricional relaciona-se com o manejo ambiental das produções e, consequentemente, com a qualidade das águas. Uma nutrição bem-feita significa manejos ambiental e hídrico de menor complexidade e com menor custo.

Mas, mesmo com uma nutrição bem-feita, os animais disponibilizarão para o ambiente, via fezes e urina, elementos que devem ser manejados a fim de não causar impactos ambientais negativos. Seja pelo uso dos dejetos animais como fertilizante ou por sistemas de tratamento de resíduos, a disposição no solo deve se dar de forma controlada, pautando-se pelo conceito de balanço de nutrientes. O livro traz uma experiência catarinense que resultou em um sistema de tomada de decisão para o uso dos dejetos e resíduos como fertilizantes.

A água é o principal alimento de qualquer espécie animal, devendo ser considerada como parte do manejo nutricional. Ela é fonte de elementos, que, em excesso, podem impactar negativamente o desempenho dos animais e da atividade. Portanto, conhecimentos de como monitorar esse recurso, interpretar uma análise de água e tomar atitudes corretivas devem ser de domínio dos atores e são abordados na obra de forma prática, auxiliando o leitor na tomada de decisão.

A história mostra que muito já foi feito para melhorar a eficiência hídrica dos sistemas de produção animal. Devemos aprender com essas histórias, mantendo os acertos e propondo novas ações para não incorrermos nos erros do passado. Quatro experiências são contadas: a brasileira, a argentina, a portuguesa e a neozelandesa. Com isso, o leitor terá a oportunidade de conhecer diferentes estruturas produtivas com diferentes realidades ambientais e socioeconômicas, mas com um objetivo comum: melhorar a relação da água com a produção animal.

Essas histórias e outra sobre a implementação do Código Florestal Brasileiro na região Norte do país mostram que é possível produzir, preservar e conservar a água em quantidade e com qualidade. Para isso, os modelos produtivos devem ser repensados no sentido de inserir os manejos ambiental e hídrico em seu cotidiano; é preciso que todos os atores das cadeias de produção compactuem dos mesmos objetivos; e, fundamentalmente, é necessário empoderar os atores com conhecimentos, principalmente os produtores rurais e os profissionais agropecuários, pois são eles que irão manejar o ambiente e a água todos os dias.

Como dito no início, esta é um publicação técnica. Mas quando se trabalha com água, seja na produção animal ou em qualquer outra atividade, é muito fácil se deixar contagiar; assim, o que antes era uma questão técnica torna-se uma causa e uma paixão. A água e os recursos naturais têm esse efeito sobre os seres humanos e só consigo justificar isso pelos benefícios e belezas que eles nos proporcionam e, enfim, por estarmos aqui.

Espero que, ao ler este livro, o leitor se contagie pela causa e que, na sua atuação diária, enxergue esse e os outros recursos naturais, que as produções animais tanto dependem, como aspectos a serem manejados.

Julio Cesar Pascale Palhares
Zootecnista

#### CAPÍTULO 1

# A experiência brasileira no manejo hídrico das produções animais

Julio Cesar Pascale Palhares

Pesquisador da Embrapa Pecuária Sudeste julio.palhares@embrapa.br

#### 1. INTRODUÇÃO

A água, assim como a agricultura e a pecuária, é fundamental para existência de vida no planeta. Por serem de extrema importância, a água e a produção de alimentos têm intensos vínculos: não há produção sem água em quantidade e com qualidade, do mesmo modo que não há um substituto para água. Portanto se pode falar de agrohidronegócio, no qual se capta a água em seu estado líquido e transforma-a em produtos, sejam eles na forma líquida (leite, sucos etc.) ou sólida (soja, milho, carnes etc.).

O Brasil, em comparação com outros países e com os principais produtores de commodities agropecuárias, tem uma condição de conforto hídrico, mas que não é finito e cuja manutenção depende das ações de hoje para garantir as produções de amanhã.

Em se tratando de produção de proteína animal, é necessário, primeiramente, entender e manejar a água nas três dimensões que ela possui em um sistema de produção: alimento, insumo e recurso natural. No entanto, um grande salto de eficiência no uso da água só será dado quando as cadeias produtivas internalizarem o conceito de manejo hídrico, o qual é definido *como o uso cotidiano de conhecimentos, práticas e tecnologias que garantam a oferta de água em quantidade e qualidade*. Aqui se deve ressaltar a palavra "cotidiano". Se a água não for manejada todo dia, dificilmente haverá melhora na condição hídrica e continuará o "manejo do desespero", no qual a água só é lembrada quando está em falta. No desespero, qualquer intervenção é culturalmente drástica e de alto custo.

Eventos climáticos extremos terão menor impacto: se a água for gerenciada no dia a dia; se a redução do uso e o uso eficiente forem instrumentos de políticas, e não de campanhas de momento; se a relação disponibilidade de água e demanda dos diversos usos for planejada, monitorada e avaliada constantemente; se a água for entendida como recurso natural finito

em quantidade e qualidade, e não como recurso abundante, ofertado pela natureza de graça e que tem como única função satisfazer nossas necessidades e ambições hídricas.

O setor agropecuário não pode falhar em ser ator principal no gerenciamento dos recursos hídricos utilizados na produção de alimentos. Para isso, tem que dispor de informações, desde as mais simples, como o volume de água utilizado para se produzir 1 kg de soja ou de carne bovina, até as mais complexas, como os limites hídricos de determinada propriedade, região e país. Essas informações, que determinarão a segurança e independência hídricas das produções e da sociedade, devem ser trabalhadas para gerar conhecimentos, o que propiciará a gestão do recurso. Dessa forma, eventos extremos terão impactos negativos menores.

Também a relação produção animal e qualidade da água tem despertado a preocupação da sociedade. Na região Sul do Brasil, essa discussão é histórica, principalmente, devido à elevada densidade animal (suínos, aves de corte e bovinos de leite) por área. Segundo Testa et al. (1996), a partir da década de 1980, as diversas mudanças no perfil técnico produtivo da cadeia suinícola provocaram uma forte redução nas margens de lucro da atividade; logo, os produtores viram-se obrigados a aumentar a escala de seus plantéis, gerando desequilíbrio no balanço entre a capacidade interna de produção de grãos e a necessidade de consumo dos animais. De acordo com Miranda et al. (2013), a intensificação da produção provocou uma forte pressão sobre os recursos naturais, principalmente sobre a água, haja vista que não existe área suficiente para deposição dos dejetos. Esse problema torna-se mais dramático quando consideramos a enorme concentração espacial da atividade que ocorre em algumas regiões, como é o caso da região do Alto Uruguai Catarinense.

Os conflitos entre produção animal e qualidade ambiental tendem ao agravamento se não forem fomentados no Brasil: ações mitigadoras; proposições de intervenção; gestão e zoneamentos econômicos e ecológicos dos territórios; aprimoramento das legislações ambientais incidentes nas produções animais; estruturação dos órgãos fiscalizadores e licenciadores; empoderamento dos atores sociais. A mediação, a negociação e a resolução desses conflitos devem se dar de maneira multi-institucional, considerando seu caráter multifatorial. As experiências na superação desses conflitos em países como França, Holanda, Dinamarca, Canadá e Estados Unidos consideraram – e consideram – esses conceitos, provando-se uma abordagem válida para preservação e conservação ambiental.

Os conflitos presentes e futuros pelo uso dos recursos naturais, os elevados impactos negativos que as produções animais podem causar, o caráter difuso desses impactos e a necessidade de se ter uma abordagem sistêmica demonstram o desafio que essas cadeias têm para que continuem a ser sinônimo de inserção social e econômica, mas também de atividades desenvolvidas em acordo com os padrões ambientais.

#### 2. PEGADA HÍDRICA

Durante os últimos 20 anos, os pesquisadores desenvolveram métricas para ajudar a caracterizar, mapear e acompanhar as questões ambientais no planeta. Para Wood e Lenzen (2003), os cálculos de pegada (ecológica, carbono, hídrica, nitrogênio etc.) apresentam como vantagem a facilidade para sensibilização do público, servindo como uma ferramenta de educação ambiental que é relativamente fácil de calcular, compreender e comunicar. Segundo Stoeglehner e Narodoslawsky (2009), esses novos indicadores não só permitem a sensibilização, mas também servem de parâmetro para o planejamento e a tomada de decisão, além de considerarem a limitação da disponibilidade dos serviços ambientais.

As métricas são fundamentais para avaliar o desempenho das atividades agropecuárias e relevantes para orientar produtores, agroindústrias e consumidores em suas decisões.

A proposição de cálculo da pegada hídrica surgiu no início do século XXI (2001/2002). A essência do cálculo é a mesma que já vinha sendo desenvolvida pelas pegadas ecológica e de carbono: entender os sistemas de produção como elos de uma cadeia produtiva, que se inicia na geração de insumos e termina na oferta de produtos ao consumidor.

Atualmente, várias escolas científicas realizam cálculos de pegada hídrica, mas com premissas diferentes. Entre elas se destacam o método holandês (Water Footprint Network) e o de análise de ciclo de viva. Em 2014, a Organização Internacional para Normalização (ISO) editou a ISO 14046, que estabelece os princípios e os requerimentos para o cálculo da pegada hídrica, seguindo o método de análise de ciclo de vida.

Independente do método utilizado, as limitações para o cálculo da pegada hídrica dos produtos de origem animal no Brasil são:

- 1. A inexistência de cultura hídrica nas cadeias de produção;
- 2. A falta de informações para o cálculo, que aumenta a necessidade de inferências, as incertezas e os conflitos;
- 3. A pouca interação pecuária e agricultura;
- 4. A produção animal é uma fonte de poluição pontual e difusa, por isso é preciso dimensionar essas duas fontes para ter um cálculo mais robusto;
- 5. A determinação das fronteiras do cálculo (sistemas de produção e áreas geográficas);
- 6. A ausência de visão sistêmica dos atores das cadeias e tomadores de decisão;
- 7. O baixo entendimento do método pelos atores e pela sociedade;
- 8. O sensacionalismo da mídia na divulgação da pegada e as poucas ações que visam ao esclarecimento da sociedade quanto ao método.

#### 2.1. Cálculos de pegada hídrica

Neste item, apresentam-se estudos de cálculo em pegada hídrica, proposições de manejos e intervenções a fim de tornar o uso da água pelas atividades pecuárias mais eficiente.

#### 2.1.1. Avicultura de corte

Neste estudo de caso, calcularam-se as pegadas verde e azul, além do impacto de três formas de mitigação: aumento de 5% na produtividade por área (kg/ha) para o milho e para soja; redução de 100 g no valor da conversão alimentar para cada ciclo; redução de 20% na água consumida pelo sistema de ambiência.

Na Tabela 1, observam-se os valores das pegadas por ciclo e o impacto das ações mitigatórias. A média global da pegada hídrica para carne de frango é de 4.325 L/kg (MEKONNEN; HOEKSTRA, 2010). Esse valor não pode ser comparado com os apresentados na Tabela 1 por duas razões: por ser uma média global, pode ter sido calculada a partir de um sistema de produção diferente deste estudo; a média global considera as águas consumidas em toda cadeia de produção, diferentemente do estudo de caso, que considerou somente as águas consumidas no sistema de produção. Portanto a comparação somente seria válida se os sistemas fossem semelhantes, e as fronteiras de cálculo, as mesmas.

Mais importante do que a relação litros por quilograma de produto é o que se deve fazer para reduzir essa relação. A proposição de manejos, práticas e políticas que reduzam o uso da água para produção dos produtos deve ser uma meta cotidiana nas propriedades rurais e cadeias agroindustriais. O cálculo da pegada é um indicador que pode auxiliar nisso.

Os resultados do estudo de caso corroboram as conclusões de estudos para cálculo de pegada hídrica para produtos de origem animal: a maior parte da água é consumida na forma de água verde. A participação da água verde no valor da pegada, mesmo considerando as ações mitigatórias, foi de 99,8%. Em termos de gestão do recurso natural, os resultados

Tabela 1. Pegadas verde e azul por ciclo produtivo.

Tabela	1. Pegadas verd	de e azul por o	ciclo produtiv	70.	
	Pegadas hídricas				
Lote	Verde (m³)1	Azul (m³)²	Total (m³)	Litros de água por kg de peso vendido	
1	602.496	1.110	603.606	2.299	
2	626.977	1.152	628.129	2.318	
3	600.915	1.166	602.081	2.186	
4	601.687	1.109	602.796	2.258	
5	566.229	1.044	567.273	2.304	
6	595.832	1.148	596.980	2.313	
		Mitigação	– redução d	e 100 g na conversão alimentar	
Lote	Verde (m³)1	Azul (m³)²	Total (m³)	Litros de água por kg de peso vendido	Redução (%)
1	569.347	1.110	570.457	2.173	-5,5
2	592.795	1.152	593.947	2.192	-5,4
3	566.059	1.166	567.225	2.059	-5,8
4	568.084	1.109	569.193	2.132	-5,6
5	534.989	1.044	536.032	2.177	-5,5
6	563.093	1.148	564.242	2.186	-5,5
Mitigação – aumento de 5% na produtividade do milho e da soja					
Lote	Verde (m³)1	Azul (m³)²	Total (m³)	Litros de água por kg de peso vendido	Redução (%)
1	573.637	1.110	574.747	2.189	-4,8
2	596.946	1.152	598.098	2.207	-4,8
3	572.132	1.166	573.298	2.081	-4,8
4	572.867	1.109	573.976	2.150	-4,8
5	539.108	1.044	540.151	2.193	-4,8
6	567.292	1.148	568.440	2.202	-4,8
	Mitiga	ıção – reduçã	o de 20% na á	ígua utilizada pelo sistema de ambiência	ļ
Lote	Verde (m³)¹	Azul (m³)²	Total (m³)	Litros de água por kg de peso vendido	Redução (%)
1	602.496	1.088	603.584	2.299	-0,004
2	626.977	1.130	628.107	2.318	-0,004
3	600.915	1.085	602.000	2.185	-0,013
4	601.687	1.088	602774	2.258	-0,004
5	566.229	1.024	567.253	2.303	-0,003
6	595.832	1.069	596.901	2.312	-0,013

<sup>1</sup>Considerou-se que, da ração consumida, 64,23% foram como milho, e 35,77%, como soja. O complexo soja produz dois produtos (farelo e óleo). Utilizaram-se os índices dos Fatores de Conversão das Commodities Agropecuárias da FAO (FAO, 2016) para descontar a água verde consumida na produção de óleo. No caso brasileiro, de cada grão produzido, 77% são farelo, e 23%, óleo. Para o cálculo da pegada hídrica do milho, foi considerada a produtividade média do Paraná em 2011, que foi de 7.869 kg/ha (CONAB, 2014), e o consumo de 10.592 m³ de água/ha/ciclo produtivo. Para o cálculo da pegada hídrica da soja, foi considerada a produtividade média de Goiás em 2011, que foi de 3.140 kg/ha (CONAB, 2014), e o consumo de 3.511 m³ de água/ha/ciclo produtivo. Ambas as culturas não foram irrigadas.

<sup>2</sup>Consumo de água de dessedentação por animal por dia: 2 L/kg de ração ingerida; consumo de água pelo sistema de resfriamento por ciclo produtivo: 2 L/animal; consumo de água de lavagem do caminhão de apanha: 10 m³/galpão/ciclo; consumo de água para lavagem do galpão: 12 m³/galpão/ano. Fonte: Palhares (2015b).

mostram que se deve atuar na produção dos alimentos ofertados aos animais, pois é nesse segmento da cadeia produtiva que se dá o grande consumo de água., Os grãos não eram produzidos na propriedade de estudo, mas importados de regiões produtoras. Essa situação envolve outro conceito hídrico, o de água virtual. A água virtual é aquela que não foi consumida no local de produção e/ou de consumo do produto. O Brasil é um dos maiores exportadores de água na forma virtual, devido ao seu perfil de produtor de commodities agropecuárias.

A abordagem de atuação na produção dos alimentos a fim de reduzir o valor da pegada não exclui a necessidade de atuação no sistema de produção, objetivando a redução do consumo de água azul. A água azul é consumida de fontes superficiais e/ou subterrâneas, localizadas, na maior parte das vezes, na área da propriedade rural. Reduzir esse consumo trará impactos positivos, tais como: adequação à legislação (outorga de uso da água), redução do custo com a água (envolve custos de captação, tratamento, distribuição e cobrança pelo uso) e conservação da segurança hídrica do sistema produtivo, pois o uso ineficiente da água deve ser entendido como risco produtivo (falta do recurso), econômico (gastos maiores do que o necessário) e ambientais (escassez hídrica e perda de qualidade do recurso natural).

O maior impacto na redução do valor da pegada se deu pela redução da conversão alimentar, devido ao menor uso de ração para produção do mesmo quilograma de carne. Com essa ação, atingiu-se um máximo de 5,8% de redução no valor da pegada, ou seja, 34.856 m³ para o ciclo 3. Esse volume equivale a 30 vezes o consumo de água azul desse ciclo de produção. Apesar de o consumo de água verde não se dar na mesma região hidrográfica da água azul, essa redução contribui para melhor gestão do recurso natural no país, promove a conservação da água em quantidade (aumento da segurança hídrica), oferta uma proteína hidricamente eficiente e reduz os conflitos entre produção animal (grande demandante de água) e mercados internos e externos.

A melhor conversão também terá impactos positivos no custo de produção, além de outros impactos no uso dos recursos naturais, como na demanda de área agricultável. Com essa ação mitigatória, há uma redução de 5% nas áreas necessárias para as produções de milho e de soja (menor pegada ecológica). Menores áreas significam reduções no potencial de emissão de gases do efeito estufa (menor pegada de carbono), no consumo de recursos naturais renováveis e não renováveis para produção de insumos, nos conflitos pelo uso e para adequação legal da terra. Conclui-se que um simples ajuste no sistema de produção (redução de 100 g na conversão alimentar) promove impactos ambientais positivos de grande valor.

A produção hidricamente correta de grãos terá como resultado uma menor demanda do recurso e, consequentemente, uma menor pegada hídrica para o produto carne de frango, conforme demonstram os resultados da ação mitigatória em que se aumentou a produtividade dos grãos. Essa ação reduziu o valor da pegada em 5%. A produtividade de grãos em determinada área e região é influenciada por vários fatores (solo, clima, genética, manejo etc.), que devem ser manejados da forma mais correta, pois isso significará maiores ganhos econômicos e ambientais. O aumento das produtividades também teve como resultado reduções na necessidade de área agrícola para produção da mesma quantidade de grãos. No estudo de caso, essas reduções foram de 1 ha para o milho e de 2 ha para soja.

A redução de 20% no uso da água para manutenção da ambiência do galpão não teve impacto significativo no valor total da pegada, mas, analisando somente o consumo de água azul, o impacto é significativo, pois houve uma redução de até 2% no consumo de água azul. Essa porcentagem significa que, em média, 20 m³ não serão consumidos por ciclo de produção. Esse volume é igual ao consumo médio diário de água de dessedentação de cada ciclo de produção. Em uma situação de escassez hídrica, ter água por mais um dia pode significar a sobrevivência do lote.

#### 2.1.2. Suinocultura

O objetivo do estudo foi calcular a pegada hídrica dos suínos abatidos no estado de Santa Catarina no ano de 2011 e avaliar o impacto de estratégias nutricionais no valor da pegada azul e cinza.

No cálculo da pegada hídrica azul, foram considerados somente os usos diretos de água na propriedade rural: dessedentação dos animais, lavagem e limpeza das instalações e quantidade de água no produto. No cálculo da pegada hídrica cinza, utilizou-se o elemento fósforo devido à sua importância em processos de eutrofização dos corpos de água superficiais.

Sabendo-se que a formulação da dieta impacta o consumo de água pelos animais e a excreção de elementos, foram testadas quatro estratégias nutricionais a fim de avaliar o impacto nos valores das pegadas azul e cinza. As estratégias foram selecionadas a partir do trabalho de Palhares, Gava e Lima (2009). Os tratamentos avaliados e as respectivas médias de consumo de água por animal por dia e excreção de fósforo total por ciclo de produção foram:

- T1: Dieta com nível alto de proteína bruta, suplementação mínima de aminoácidos e sem a inclusão de fitase e minerais orgânicos, consumo médio de 5,0 L/animal/dia e excreção de fósforo de 11 g/kg de dejeto;
- T2: Dieta formulada a partir de T1, com redução do nível de proteína bruta, mediante a suplementação de lisina, metionina, treonina e triptofano industriais, observando a proteína ideal de todos os aminoácidos essenciais, consumo médio de 4,4 L/animal/ dia e excreção de fósforo de 10 g/kg de dejeto;
- T3: Dieta formulada a partir de T1, mas com a inclusão de fitase e redução dos teores de cálcio e fósforo da dieta, consumo médio de 4,6 L/animal/dia e excreção de fósforo de 8,2 g/kg de dejeto;
- T4: Dieta formulada a partir de T1, mas com a suplementação de 40% de minerais orgânicos (cobre, zinco e manganês) e 50% minerais inorgânicos, consumo médio de 4,4 L/animal/dia e excreção de fósforo de 10 g/kg de dejeto;
- T5: Dieta formulada a partir de T1, mas combinando os tratamentos T2, T3 e T4, consumo médio de 4,0 L/animal/dia e excreção de fósforo de 8,5 g/kg de dejeto.

A pegada hídrica para cada estratégia nutricional é apresentada na Tabela 2. Observa-se que, para todas as estratégias, o valor da pegada possui um comportamento crescente, resultado do aumento do número de animais abatidos ao longo dos anos. O aumento dos rebanhos animais é um fato verificado em vários países, mas, principalmente, nos chamados países em desenvolvimento. Algumas características são determinantes para que esse aumento ocorra nesses países, tais como: disponibilidade de recursos naturais, principalmente água e solo, e de mão de obra. Os resultados demonstram que esse processo tem impacto direto na demanda de água pela atividade. O aumento do número de cabeças deve ocorrer considerando a disponibilidade de recursos hídricos na unidade hidrográfica e na região, além dos outros usos. Isso propiciará a perpetuação da atividade, a conservação do recurso em quantidade e qualidade e a redução dos conflitos legais e sociais.

A pegada hídrica média global calculada por Mekonnen e Hoekstra (2010) é de 5.988 L/kg de carne suína, em que 82% são pegada verde (4.910 L), 8%, pegada azul (479 L), e 10%, pegada cinza (599 L). A soma das pegadas azul e cinza totaliza 1.078 L/kg, valor muito acima dos valores calculados neste estudo (médias decenais, T1=5,6 L/kg; T2=5,0 L/kg; T3=5,2 L/kg; T4=5,0 L/kg; T5=4,6 L/kg). As razões para essas diferenças são: diferentes "fronteiras" de cálculo; diferentes sistemas de produção e manejo considerados; consumos de água considerados para o cálculo da água azul e fontes de poluição; elementos poluentes considerados no cálculo da água cinza.

Tabela 2. Pegada hídrica dos suínos abatidos no Estado de Santa Catarina por estratégia nutricional.

		Peg	gada hídrica (m³/a	no)	
Ano	<b>T</b> 1	T2	Т3	T4	Т5
2001	3.541.235	3.159.364	3.283.696	3.159.398	2.903.443
2002	3.437.240	3.066.596	3.187.185	3.066.629	2.818.159
2003	3.487.114	3.111.086	3.233.469	3.111.119	2.859.059
2004	3.706.826	3.307.078	3.437.368	3.307.112	3.039.240
2005	4.047.597	3.611.063	3.753.615	3.611.096	3.318.700
2006	4.590.604	4.095.450	4.257.543	4.095.484	3.764.007
2007	4.588.953	4.093.978	4.256.010	4.094.011	3.762.653
2008	5.030.224	4.487.612	4.665.523	4.487.645	4.124.530
2009	5.121.155	4.568.726	4.749.910	4.568.760	4.199.100
2010	5.011.776	4.471.156	4.648.403	4.471.189	4.109.401
2011	5.108.022	4.557.011	4.737.722	4.557.044	4.188.330
$\mathrm{MD}^{(1)}$	4.333.704	3.866.284	4.019.131	3.866.317	3.553.329
PR <sup>(2)</sup>	100%	89%	93%	89%	82%

MD<sup>(1)</sup>:Média decenal; PR<sup>(2)</sup>:Porcentagem de redução do valor da pegada em relação à T1, considerando as médias decenais; T1: ração convencional; T2: ração com aminoácidos; T3: ração com fitase; T4: ração com minerais orgânicos; T5: ração com as três tecnologias.

Fonte: Palhares (2014).

O método de cálculo da pegada hídrica preconiza que os valores calculados não devem ser comparados, pois, além das diferentes premissas utilizadas em cada cálculo, a água possui uma identidade local, ou seja, o valor da pegada deve ser relacionado com a disponibilidade hídrica e com a qualidade da água na região de cálculo. Com isso, demonstra-se a importância de se fazer cálculos para as condições brasileiras não no sentido de compará-los aos valores internacionais, mas sim objetivando a melhoria da eficiência hídrica da atividade e da gestão hídrica no país.

O cálculo para ração convencional apresentou os maiores valores de pegada, e para ração com as três tecnologias, os menores. A porcentagem de redução, considerando a média decenal, foi de 18% entre T1 e T5. A porcentagem mínima de redução foi de 7%, entre T1 e T3. Os cálculos demonstram o impacto positivo que a tecnologia tem na redução do valor da pegada e, consequentemente, no custo do manejo ambiental, pois a quantidade de efluente gerada será menor, bem como a sua carga poluidora.

A ração com fitase apresentou uma concentração de fósforo total nos dejetos de 8,2 g/kg, enquanto a ração convencional, 11 g/kg. Essas concentrações têm impacto no valor da pegada cinza. O maior valor foi verificado na pegada com a ração convencional (15.073 m³/ano) por não ter tecnologia embarcada para redução da excreção do fósforo. A pegada com o uso de fitase apresentou o valor de 11.307 m³ano, e com as três tecnologias o valor intermediário foi de 11.715 m³/ano. A suinocultura é entendida como uma atividade de alto potencial poluidor e com grandes passivos ambientais. A redução da pegada cinza promoverá uma melhor relação suinocultura/qualidade das águas, proporcionando maior viabilidade aos usos múltiplos da água e reduzindo os conflitos nas unidades hidrográficas.

Considerando a relação litros por quilograma de carne magra (57% do peso vivo) e que 1 kg de carne fornece 1.750 kcal/kg (média dos cortes de bisteca, lombo e pernil) (NEPA, 2011), as relações foram: 9,8 para T1, 8,7 para T2, 9,1 para T3, 8,7 para T4 e 8,0 L/kg-1 para T5. Para cada litro de água utilizado, foram gerados 179 kcal em T1, 200 kcal

em T2, 193 kcal em T3, 200 kcal em T4 e 218 kcal em T5. Demonstra-se que a estratégia com as três tecnologias, além de ser mais conservacionista no uso da água, também tem impacto positivo na nutrição humana, pois com o mesmo litro de água é gerada mais energia. Se essa estratégia for aplicada na produção de suínos localizada em regiões de escassez hídrica e com elevados índices de desnutrição da população, o impacto será positivo para manutenção da seguranca hídrica e alimentar.

Na Tabela 3, demonstra-se a economia de água de cada estratégia em relação ao valor da pegada de T1. Por ter a menor pegada, o T5 apresentou a maior economia de água de todas as estratégias. Na década, o somatório da economia foi de 8.584.123 m³. Esse valor equivale a 83% da soma das duas maiores pegadas de T1 e representa 22% do somatório dos valores anuais para T5. As estratégias 2 e 3 também apresentaram economias significativas. O somatório delas foi maior do que qualquer valor de pegada calculado para a estratégia 1 e representou 12% do somatório dos seus valores anuais. A estratégia que utilizou somente a fitase apresentou a menor economia de água na década, mas, em contrapartida, a menor pegada cinza. Isso demonstra que, em regiões com intensos conflitos pelo uso quantitativo da água, essa não seria a melhor estratégia, mas, em áreas com elevado grau de degradação qualitativa dos recursos hídricos, seria a estratégia a ser considerada.

Tabela 3. Economia de água em relação à ração convencional (m³).

Ano	T2	Т3	T4	Т5
2001	381.871	257.540	381.838	637.792
2002	370.644	250.055	370.611	619.081
2003	376.029	253.645	375.995	628.055
2004	399.747	269.457	399.714	667.586
2005	436.535	293.982	436.501	728.898
2006	495.154	333.062	495.121	826.597
2007	494.976	332.943	494.942	826.300
2008	542.612	364.701	542.579	905.694
2009	552.428	371.245	552.395	922.055
2010	540.621	363.373	540.587	902.375
2011	551.011	370.300	550.978	919.692
Economia na década	5.141.627	3.460.301	5.141.262	8.584.123

Os valores da tabela referem-se à subtração do valor da pegada de T1 para cada valor de pegada dos outros tratamentos. Fonte: Palhares (2014).

Os resultados sustentam que as estratégias nutricionais propiciam maior conservadorismo no uso da água para a atividade suinícola, pois reduzem o valor da pegada hídrica e os consumos de água azul e cinza. A metodologia de cálculo permite identificar o impacto positivo das estratégias nutricionais, demonstrando a redução do consumo de água azul e do potencial poluidor pelo uso dos resíduos como fertilizante. Os resultados atestam que as informações geradas explicitam como o manejo – no caso, o nutricional – pode promover a melhoria do desempenho hídrico.

#### 2.1.3. Bovinocultura de leite

Este estudo teve o objetivo de avaliar a pegada hídrica azul de dois sistemas de produção de leite: convencional e orgânico. Os cálculos foram feitos para o período de um ciclo produtivo

(12 meses). Ambos os sistemas possuíam características comuns: manejo alimentar baseado em sistemas rotacionados de pastejo; realização, no período seco, da suplementação de volumoso com silagem de milho na propriedade convencional e com silagem de cana-deaçúcar na orgânica; irrigação de pastagens. Na Tabela 4, são apresentados os valores das pegadas para os dois sistemas.

Tabela 4. Pegadas hídricas de sistemas convencional e orgânico de produção de leite.

Águas	Convencional	Orgânico
Consumo na irrigação (m³/ano)	58.523 (95,5%)	38.376 (96%)
Consumo pelos animais (m³/ano)	2.786 (4,5%)	1.591 (4%)
Consumo total (m³/ano)	61.308	39.967
Pegada hídrica azul (Litros de água/volume de leite corrigido*)	75	97

<sup>\*</sup>Volume de leite corrigido expressa a quantidade de energia no leite produzido e ajustado para 3,5% de gordura e 3,2% de proteína.

Fonte: Palhares e Pezzopane (2015a).

Para ambos os sistemas, o consumo de água para irrigação representou a maior percentagem de água azul. Os resultados são importantes para mostrar o impacto que essa técnica tem na demanda hídrica, principalmente, em regiões e bacias hidrográficas em que já existem conflitos pelo uso da água. Nessa situação, a irrigação deve ser planejada e manejada buscando a máxima eficiência de uso do recurso natural. Se não houvesse irrigação, a pegada azul para o sistema convencional seria de 3 L/kg de volume de leite corrigido e de 4 L/kg de volume de leite corrigido para o sistema orgânico.

A manutenção da produção de leite por ano nos dois sistemas poderia ser alcançada sem irrigação, mas utilizando-se elevadas quantidades de concentrado na dieta. Essa seria uma estratégia recomendada para regiões e bacias hidrográficas com escassez de água, ainda que o custo de produção de leite seja superior. Outra estratégia seria reutilizar o efluente da sala de ordenha para fertirrigação. Com isso, além de reduzir os valores de pegada azul, também haveria impactos positivos sobre a eficiência de utilização de nutrientes presentes nas águas de lavagem da ordenha.

Pode-se argumentar que não é necessário reduzir a pegada azul em bacias hidrográficas em que não ocorrem conflitos pelo uso e escassez de água. No entanto, a utilização mais eficiente desse recurso, mesmo em regiões de abundância, resultará em uma produção com a mesma quantidade de água, reduzindo a pegada azul e proporcionando a possibilidade de alocação de água para a produção de outros bens e serviços.

Também foi calculado o indicador de escassez de água azul em ambas as propriedades. No sistema convencional, o valor foi de 0,11, e no orgânico, de 0,13. Os resultados mostram que o sistema convencional consumiu 11% da água azul disponível no ano de referência, e o orgânico, 13%. Isso ocorreu devido às menores disponibilidades de águas superficiais e subterrâneas na propriedade orgânica. Para calcularmos essas disponibilidades, consideramos os volumes de água outorgados e a vazão ecológica dos rios que atravessam as propriedades. A transição para o estresse hídrico ocorre com valores de 0,2, e de estresse para escassez, com 0,4. Apesar de os indicadores de escassez de água azul serem confortáveis, melhorias na eficiência de uso da água azul podem permitir a distribuição de água para outros usos e consumidores, além de contribuir para a redução dos conflitos sociais.

#### 3. CUSTO DA ÁGUA NOS SISTEMAS DE PRODUÇÃO ANIMAL BRASILEIROS

A cobrança pelo uso da água é um dos instrumentos de gestão da Política Nacional de Recursos Hídricos de 1997. Ela é uma remuneração, em forma de valor monetário, atribuída à utilização de um bem público e aplicada pela cobrança, a qual reverte em benefício da própria bacia hidrográfica. A cobrança é um instrumento fundamental para estabelecer a racionalidade do uso do recurso, sua conservação e fomentar seu gerenciamento. Também é uma indutora da segurança hídrica e tem cunho acentuadamente educativo, pois se presta a sinalizar ao usuário a direção do uso racional da água.

O cálculo do custo da água para as realidade produtivas aqui apresentadas considerou as diretrizes do Comitê das Bacias Hidrográficas dos Rios Piracicaba, Capivari e Jundiaí para o ano de 2015 (Tabela 5) e sua Deliberação Conjunta dos Comitês PCJ nº 078, de 5 de outubro de 2007. A escolha por tais diretrizes se deveu ao fato de que elas são uma das mais avançadas na cobrança pelo uso no país.

Tabela 5. Preços unitários básicos na cobrança da água pelo do Comitê das Bacias Hidrográficas dos Rios Piracicaba, Capivari e Jundiaí para o ano de 2015.

Tipo de uso	Unidade	2015
Captação de água bruta	R\$/m³	0,012
Consumo de água bruta	$R\$/m^3$	0,024
Lançamento de efluentes	R\$/kg de DBO	0,118

Fonte: ANA (2014).

#### 3.1. Suinocultura

Nesta análise, foram considerados os manejos nutricionais avaliados por Palhares, Gava e Lima (2009).

As fórmulas apresentadas pela Deliberação Conjunta dos Comitês PCJ nº 078/2007 foram adaptadas para atender aos objetivos de cálculo, uma vez que elas têm como premissa que a poluição tipo pontual e o manejo dos dejetos de suínos como fertilizante são fontes difusas.

Primeiramente, calculou-se o valor do consumo de água (*V con*<sub>i</sub>) de dessedentação de cada tratamento *i* anualmente (*V con*<sub>i</sub>) obtido a partir de:

$$V con_i = Q con_i x P U B$$
 (1)

Em que:  $Qcon_i$  é o consumo de água anual pelo tratamento i (m³/ano) e PUB é o preço do consumo de água bruta.

A partir da fórmula anterior, foi calculado o valor rural para cada tratamento (*Vrural*<sub>i</sub>), considerando-se que os volumes de água bruta de captação (*Vcap*<sub>i</sub>) e consumo eram iguais.

$$Vrural_{,=}(Vcap_{,+}Vcon_{,})xKt_{,}$$
 (2)

Em que:  $Kt_i$  é o coeficiente das boas práticas de uso e conservação da água no imóvel rural.

Este estudo adaptou o *Kt* elaborado para sistemas de irrigação para a realidade da produção animal e dos manejos nutricionais utilizados como fonte de cálculo (Tabela 6).

Tabela 6. Escala de Kt. conforme as tecnologias nutricionais utilizadas.

Tratamento	Kt
T1	0,30
T2	0,25
Т3	0,20
T4	0,15
T5	0,10

Fonte: Afonso (2015).

No estudo, substituiu-se a demanda bioquímica de oxigênio (DBO) pelo valor de fósforo total e de nitrogênio dos dejetos. Os cálculos do valor total de fósforo, *VPtotal*<sub>1</sub>, e do valor total de nitrogênio, *VNtotal*<sub>1</sub>, deram-se por:

$$VPtotal_{i} = Cp_{i}xPUBxKUF$$
 (3)

$$VNtotal_{;}=Cn_{,x}PUBxKUF \tag{4}$$

Em que:  $Cp_i$  é a quantidade total excretada de fósforo pelo tratamento i,  $Cn_i$  é a quantidade total excretada de nitrogênio pelo tratamento i e KUF é a eficiência do uso do fósforo e nitrogênio como fertilizante, conforme Tabela 7.

Tabela 7. Escala de KUF conforme o balanço de nutrientes e condições climáticas na utilização do dejeto como fertilizante.

KUF	Situação como fertilizante
1,00	Uso sem considerar o balanço de nutrientes* na aplicação do dejeto como fertilizante.
0,90	Uso considerando o balanço de nutrientes* na aplicação do dejeto como fertilizante.
0,80	Uso considerando o balanço de nutrientes* e as condições climáticas do local.

<sup>\*</sup>O uso do resíduo como fertilizante, de acordo com o balanço de nutrientes, considera que a aplicação é feita a partir da análise de fertilidade do solo, e o resultado é conciliado com a recomendação agronômica da cultura vegetal, a concentração de nutrientes no resíduo e as condições climáticas do local.

Fonte: Afonso. (2015).

Os *Cp*, e *Cn*, foram calculados pelas expressões:

$$Cp_i = P_i \times Qd_i \tag{5}$$

$$Cn_i = N_i \times Qd_i$$
 (6)

Em que:  $P_i$  é a quantidade total excretada de fósforo pelo tratamento i,  $N_i$  é a quantidade total excretada de nitrogênio pelo tratamento i e  $Qd_i$  é a quantidade total de dejetos produzida pelo tratamento i (média aritmética do ano).

A partir dessas fórmulas apresentadas, foi calculado o valor total da água (*Vtotal*<sub>i</sub>), com base no elemento fósforo e nitrogênio.

Nas Tabelas 8 e 9, são apresentados os valores totais da água (R\$/ano) na fase de terminação dos suínos para os diversos manejos nutricionais.

Tabeta 8. Valor total da água (R\$/ano) tendo como base o fósforo total dos dejetos de suínos na fase de terminação para os diversos manejos nutricionais.

	KUF		
	1	0,9	0,8
Tratamentos	Uso sem considerar o balanço de nutrientes	Uso considerando o balanço de nutrientes	Uso considerando o balanço de nutrientes e condições climáticas
T1	255,00	-	-
T2	-	189,00	188,00
Т3	-	157,00	156,00
T4	-	114,00	113,00
T5	-	71,24	71,00

T1: dieta com nível alto de proteína bruta (dieta controle); T2: T1 considerando o conceito de proteína ideal; T3: T1 com a inclusão de 0,010 (%/kg de dieta) fitase; T4: T1 com a suplementação de 40% de minerais orgânicos e 50% de minerais inorgânicos; T5: T1 combinando os tratamentos descritos anteriormente. Fonte: Afonso (2015).

Tabela 9. Valor total da água (R\$/ano) tendo como base o nitrogênio total dos dejetos de suínos na fase de terminação para os diversos manejos nutricionais.

	KUF		
	1	0,9	0,8
Tratamentos	Uso sem considerar o balanço de nutrientes	Uso considerando o balanço de nutrientes	Uso considerando o balanço de nutrientes e condições climáticas
T1	329,00	-	-
T2	-	247,00	239,00
Т3	-	215,00	208,00
T4	-	160,00	154,00
T5	-	116,00	110,00

T1: dieta com nível alto de proteína bruta (dieta controle); T2: T1 considerando o conceito de proteína ideal; T3: T1 com a inclusão de 0,010 (%/kg de dieta) fitase; T4: T1 com a suplementação de 40% de minerais orgânicos e 50% de minerais inorgânicos; T5: T1 combinando os tratamentos descritos anteriormente. Fonte: Afonso (2015).

O maior valor da cobrança pelo uso da água se dá na concentração da carga do efluente. O valor é cinco vezes maior do que o cobrado por metro cúbico consumido e dez vezes maior do que o metro cúbico captado. Esse é um princípio utilizado por vários países que praticam a cobrança, pois se incentiva que o tratamento dos efluentes seja feito por quem os gera. Portanto as intervenções nutricionais avaliadas neste estudo mostram-se economicamente vantajosas quanto ao valor total da água a ser pago em relação à dieta que não continha nenhuma tecnologia nutricional (T1).

Conclui-se que, quanto melhor o manejo nutricional, maior a eficiência de uso de nutrientes pelos animais e menor a carga poluidora dos resíduos. O manejo ambiental das produções animais não se inicia nos resíduos, mas sim na nutrição, pois esta representa o fator gerador dos resíduos (no caso, fezes e urina). Afonso (2015) concluiu que as diferentes estratégias nutricionais não apresentaram diferenças nas margens de comercialização, indicando a viabilidade econômica na utilização de tecnologias nutricionais menos impactantes ao ambiente.

A vantagem econômica não se dá somente no custo da água, mas também no custo de produção e de manejo dos resíduos. Se para atender às necessidades fisiológicas e produtivas dos animais podem ser utilizadas menores quantidades de nutrientes, isso representa menor custo de arraçoamento e menor custo de produção. Um resíduo/efluente gerado em menor quantidade e com menor potencial poluidor terá menores custos de armazenamento, tratamento e disposição, tornando o custo ambiental menor. Conforme atesta Afonso (2015), os tratamentos ambientalmente mais eficientes apresentaram menores custos na construção da esterqueira e do biodigestor em ambos os materiais, PVC e PEAD, e menores custos de transporte para disposição como fertilizante.

Os dados também demonstram que o correto aproveitamento dos resíduos como fertilizante, respeitando o balanço de nutrientes, reduz o valor total a ser pago pela água em, no mínimo, 25% para ambos os cálculos (com base no fósforo ou no nitrogênio). Assim, o instrumento de cobrança pelo uso da água também teria um impacto positivo na redução do risco ambiental do uso dos resíduos como fertilizante.

#### 3.2. Bovinocultura de leite

Utilizando uma sala de ordenha como estudo de caso, mensurou-se o consumo de água por setor da instalação. O período de mensuração foi de maio de 2014 a março de 2015, com frequência diária de leitura de três hidrômetros. Os setores avaliados foram: bebedouros dos animais, água consumida na limpeza do piso (fezes e urina) e água consumida na ordenha e no armazenamento do leite. O plantel de animais era composto por vacas holandesas e jersey com produção média de 20 kg de leite/vaca/dia. O cálculo considerou as quantidades de água captada (R\$ 0,012 por m³) e consumida (R\$ 0,024 por m³), sendo atribuída uma perda de 40% entre o captado e o consumido.

Em média, 10% da água consumida foi referente à dessedentação animal, 37%, à água usada na ordenha/limpeza dos equipamentos, e 48%, à limpeza do piso.

Os consumos diários mais elevados foram medidos na lavagem do piso, média de 1.667 L/dia com um máximo de 8.003 L/dia. A variabilidade no número de animais na ordenha e a consequente maior disposição de fezes e urina são fatores que influenciaram nesse consumo. Esses consumos representam custos de R\$ 14,5 por ano e R\$ 69,9 por ano, respectivamente.

Na sala de ordenha, o consumo médio foi de 1.300 L/dia e máximo foi de 4.453 L/dia, correspondendo a custos de R\$ 11,3 por ano e R\$ 38,8 por ano, respectivamente. Elevados consumo nesse setor são justificados pelo tipo de manejo sanitário, pelo dia em que ocorre a lavagem completa, pelo detergente ácido e alcalino, visto que o volume empregado pode variar dependendo do nível de dureza da água disponível para limpeza dos equipamentos e da capacitação do funcionário em seguir os padrões operacionais adequados.

O consumo médio diário dos bebedouros foi de  $335\,\mathrm{L/dia}$ , em que o máximo verificado foi de  $1.780\,\mathrm{L/dia}$  e o mínimo foi de zero. Os custos anuais para esse uso variaram de R\$ 2,9 por ano a R\$ 15,5 por ano, respectivamente. Os possíveis fatores para essa amplitude no consumo são: temperatura ambiente e da água, tipo de manejo a que os animais foram submetidos e vazamentos no sistema.

Considerando os consumos e os valores médios anuais de cada uso, o valor total a ser pago pela água no ano foi de R\$ 28,79, dos quais 10% do valor é referente à dessedentação animal, 39,5%, à água usada na ordenha/limpeza dos equipamentos, e 50,5%, à limpeza do piso. O valor total da água no ano pelos consumos máximos foi de R\$ 124,00. O pagamento pelo uso da água é um instrumento de gestão constante nas políticas de recursos hídricos. Sua função é racionalizar o uso do recurso natural, conferindo maior eficiência hídrica às atividades econômicas. Considerando o reduzido custo anual da água que seria pago para o sistema de produção em análise, o instrumento pagamento pelo uso não cumpriria sua função na totalidade. Com isso, outros instrumentos, como a outorga de uso da água, além do manejo hídrico e de resíduo, devem ser fomentados a fim de conferir maior eficiência e segurança hídrica ao sistema.

#### 3.3. Bovinocultura de corte

Neste estudo, utilizaram-se as informações climáticas e produtivas de 17 fazendas de confinamento de bovinos da raça nelore, localizadas no Estado de São Paulo. O consumo de água considerado foi somente o de dessedentação, calculado com base nos aspectos ambientais de cada sistema (temperatura máxima e precipitação diária) e zootécnicos (ingestão de matéria seca e consumo de sal). O cálculo considerou as quantidades de água captada (R\$ 0,012 por m³) e consumida (R\$ 0,024 por m³), sendo atribuída uma perda de 40% entre o captado e o consumido.

O consumo médio de água de dessedentação nas fazendas foi de 37,8 L/animal/dia para uma ingestão de matéria seca de 10 kg/animal, o que corresponde a uma eficiência de uso de 3,7 L/kg de matéria seca/dia. Os maiores consumos estão diretamente relacionados às temperaturas mais altas.

O total médio a ser pago pela água foi de R\$ 856,00 por ciclo de confinamento, com valores máximos e mínimos de R\$ 7.126,00 e R\$ 23,00 por ciclo, respectivamente A variação está diretamente relacionada à quantidade de animais confinados por ciclo. O sistema que confinou 50 mil cabeças foi o que apresentou o maior custo. Atualmente, preconiza-se a produção em escala devido às reduzidas margens de lucro, ocorrendo o pagamento pelo uso da água. Com isso, o impacto no custo de produção pode ser significativo, fomentando o uso do recurso com mais eficiência. O custo da água por cabeça/dia foi de R\$ 0,0015, valor baixo em relação aos demais custos de produção.

O consumo de água de dessedentação é determinado por aspectos ambientais e produtivos. Dessa forma, sistemas que apliquem corretas técnicas de manejos nutricional, sanitário, de bem-estar e hídrico terão um menor consumo de água por ciclo de confinamento e, consequentemente, menor impacto econômico pelo uso do recurso natural no custo de produção.

A partir das informações do custo da água e de outros aspectos de ordem produtiva, cultural, política, social e econômica, poderão ser propostas políticas, programas e mecanismos de mercado que visem reduzir as perdas e os desperdícios de água. Vale salientar que a cobrança é condição necessária, mas não suficiente, para se ter eficiência hídrica.

### 4. MODELO CONCEITUAL PARA GESTÃO HÍDRICA DE BACIAS HIDROGRÁFICAS DE PERFIL PECUÁRIO

A gestão hídrica de bacias hidrográficas com intensa concentração pecuária é indispensável para um país que tem como um de seus lastros econômico e social a produção de proteína

animal. A sociedade tem novos valores ambientais e entende que a atividade pecuária brasileira é a grande degradadora dos recursos hídricos.

Analisar e organizar os muitos conhecimentos e experiências zootécnicas, ambientais e sociais gerados pela ciência e pelas políticas nacionais, a fim de propor um modelo de gestão de bacias hidrográficas de perfil pecuário, é uma forma de melhorar a relação da atividade com as matrizes ambientais, reduzir os conflitos sociais, fomentar uma cultura de uso eficiente de insumos e recursos naturais, contribuir para a perenidade da atividade, bem como de seus benefícios econômicos e sociais.

A gestão de espaços geográficos deve ser baseada nos conhecimentos técnicos e científicos, mas, se não houver um contrato social entre todos os atores, não se terá a gestão, mas sim intervenções temporais que podem significar custos sociais e econômicos maiores que os benefícios ambientais. Portanto a reflexão e a análise críticas do estado da arte e a proposição de modelos conceituais auxiliam os atores a tomar decisões com maior possibilidade de acerto.

O modelo proposto é resultado de observações, reflexões, pesquisas e estudos, bem como da análise da literatura mundial pertinente ao assunto. O método de avaliação de impacto ambiental utilizado para proposição do modelo foi o de balanço de nutrientes, considerando as entradas, saídas, resíduos nos sistemas e perdas: 1) entradas – fertilizantes (químicos e orgânicos), insumos nutricionais (grãos, silagens, sais e concentrados), sementes e pastagens, água de dessedentação, água pluvial (contribuição de nitrogênio e outros nutrientes); 2) saídas – produtos (agrícolas, carne e animais); 3) resíduos – restos vegetais e dejetos animais; 4) perdas – atmosféricas (emissão de formas de nitrogênio), hídricas (escorrimento superficial e percolação) e pelo solo (sedimentos). Além do método do balanço, consideraram-se as dimensões social, econômica, cultural e produtiva inerentes a uma unidade hidrográfica.

A visão "uma se adapta a todos", na qual as particularidades de cada propriedade e da unidade hidrográfica não são consideradas, bem como as abordagens de "solução tecnológica" e "tecnologia ganha-ganha", não foi referência do modelo. Por se querer implantar gestão, a mudança de paradigmas é princípio básico.

No Quadro 1, apresenta-se o modelo conceitual baseado em dois tipos de impactos que as produções animais podem causar aos recursos hídricos: eutrofização e poluição por produtos químicos e veterinários. Por isso o balanço de nutrientes só considerou como elementos de cálculo o nitrogênio e o fósforo. Outros elementos poderiam ser considerados de acordo com o perfil produtivo da unidade hidrográfica, condição ambiental e dos recursos hídricos e necessidades do entorno.

O modelo está dividido em oito etapas, das quais algumas delas podem ocorrer simultaneamente, tendo como eixo transversal as mobilizações social e política, internalização das ações e proposições e comunicação. Essa transversalidade é fundamental para que o modelo não seja caracterizado por ações pontuais, mas sim por uma abordagem sistêmica e multi-institucional.

Riscos e ameaças a implantação de qualquer modelo de gestão envolvem: não participação dos atores; falta de informações entre os atores e da unidade de intervenção; ausência de um sistema de atualização, tratamento e comunicação das informações; sobreposição de interesses individuais e econômicos aos interesses sociais; desconsideração do conhecimento técnico-científico e de outras experiências na tomada de decisão. Riscos e ameaças estarão sempre presentes. Não há como anulá-los. O objetivo é minimizá-los ao máximo e ter uma atitude preventiva a eles. Com isso, almeja-se que, a partir da proposição desse modelo conceitual, os riscos a ameaças sejam minimizados, pois os usuários disporão de um referencial teórico-prático.

# Etapa 1 - Estabelecimento do arranjo social

#### **Atividades**

Conhecimento dos arranjos sociais, produtivos, legais e econômicos, prospecção e formalização de parcerias.

- Conhecimento de toda legislação ambiental federal, estadual e municipal, relacionada às atividades presentes na unidade, bem como de outras legislações (trabalhistas e sanitárias);
- Apresentação a instituições públicas (secretarias estaduais e municipais, agências ambientais e órgãos de extensão rural), a empresas, a órgãos de classe e a associações de produtores e entidades civis;
- Reuniões na unidade hidrográfica para identificação dos "líderes" e estabelecimento de relação de confiança com eles e com a comunidade;
- Visitas individuais aos produtores para fortalecimento das relações sociais e prospecção de potenciais multiplicadores/difusores dos conhecimentos;
- Identificação da estrutura produtiva da unidade hidrográfica e sua relação comercial com os atores externos a unidade;
- · Convite formal aos potenciais parceiros;
- Reuniões técnicas com os parceiros para escolha dos membros do comitê gestor e estabelecimento do cronograma de trabalho e das metas;
- Reunião pública para formalização das parcerias e apresentação a sociedade.

Nesta etapa, deve ser estabelecido um sistema de organização da informação. Caso isso não ocorra, a gestão não será alcançada em sua integralidade.

O comitê deve planejar e determinar a responsabilidade financeira de cada ator do processo. A falta de recursos é ameaça constante à gestão.

#### **Atividades**

Características ambientais, socioeconômicas, produtivas e culturais das unidades produtivas.

- Social: caracterização familiar e do grau de escolaridade, presença de outras unidades residenciais e ocupação destas, mão de obra da propriedade, mapa de tempo gasto em cada atividade diária, canal(is) de obtenção de informação(ões) cultural, técnica e produtiva, tipo(s) de licença ambiental;
- Econômico: atividades agropecuárias praticadas e sistema de produção, efetivo de cada espécie animal, cultura(s) vegetal(is), área de ocupação, existência de outra(s) fonte(s) de renda, além da atividade agropecuária, gastos com mão de obra e insumos (fertilizantes, rações, energia, medicamentos, agroquímicos, máquinas e implementos etc.), caracterização da(s) receita(s) da propriedade;
- Ambiental: localização geográfica da unidade, fontes de água e seus usos, tipos de solo e seus usos, destino
  dado aos efluentes, destino dado às embalagens de produtos tóxicos e ao lixo, destinos dos resíduos
  agrícolas e pecuários, tipo de sistema de tratamento, aproveitamento de resíduos pecuários, utilização de
  agroquímicos, forma de limpeza das instalações, prática(s) de conservação do solo, práticas de proteção
  das fontes de água, distâncias entre as instalações e áreas de tratamento, disposição de resíduos.

A propriedade deve ser georreferenciada, bem como suas principais instalações, fontes de água e áreas agrícolas.

Deve ser feita uma análise dos riscos ambientais da propriedade.

#### **Atividades**

Propor e validar, com todos os parceiros, indicadores de desempenho das metas. Esses indicadores devem ser estabelecidos para as dimensões ambiental, social e econômica.

O estabelecimento deve se pautar pelas características básicas para um indicador: valores devem ser mensuráveis; existir disponibilidade de dados; metodologia para a coleta e o processamento dos dados deve ser limpa, transparente e padronizada; meios para construir e monitorar os indicadores devem estar disponíveis, incluindo capacidade financeira, humana e técnica; devem ser financeiramente viáveis; deve existir aceitação política. Indicadores não legitimados são incapazes de influenciar as decisões.

A proposição e a discussão sobre quais indicadores utilizar devem ser feitas em reuniões de trabalho nas quais ocorra a participação de todos os parceiros e de representantes da unidade hidrográfica. O processo participativo é fundamental não só para escolha e para geração dos indicadores, pois eles serão gerados por um ou vários atores.

Escolhidos os indicadores, eles devem ser apresentados em uma reunião pública para validação social. Essa validação não se dá no âmbito técnico, pois ocorreu nas reuniões. É uma validação em que a sociedade, imbuída de seus valores morais e ambientais, irá validar, recusar ou propor novos indicadores. Caso não ocorra essa validação, a perpetuação da gestão não ocorrerá.

Nesta etapa, também deve ser estabelecido o "benchmark" do modelo, que é entendido como o ideal a ser alcançado. Isso será utilizado na Etapa 7.

# Stapa 2 - Caracterização

Etapa 3 - Indicadores de desempenho

#### **Atividades**

Diagnósticos, monitoramentos e geração de informações.

- Água na bacia: monitorar parâmetros físicos, químicos e biológicos de qualidade das águas superficiais e subterrâneas, e avaliar a disponibilidade hídrica da unidade hidrográfica. O monitoramento qualitativo deve ser intensificado nas épocas de chuva e/ou preparo agrícola dos solos;
- Água nas produções: monitorar qualitativamente os principais usos da água. A frequência mínima deve ser anual. Também deve ser feito o monitoramento quantitativo com frequência mensal;
- Água pluvial: monitorar as águas de chuva para avaliar a contribuição das formas nitrogenadas. Outros elementos podem ser monitorados de acordo com o perfil de emissões da região;
- Resíduos: caracterização quantitativa e qualitativa dos resíduos gerados nas propriedades. Focar a
  caracterização nos resíduos com maior potencial poluidor (concentrações de nitrogênio e fósforo) e
  gerados em maior volume. Deve ser feita, no mínimo, uma caracterização por ano ou por ciclo produtivo.
  Resíduos gerados em quantidade reduzida, bem como esgotos domésticos, devem ser considerados, mas
  a caracterização pode ser feita a partir de dados secundários;
- Georreferenciamentos: todos os pontos de coleta de água e solo devem ser georreferenciados a fim de elaborar mapas, objetivando a ilustração e a comunicação dos resultados. A partir do georreferenciamento da propriedade na Etapa 2, podem ser necessárias incursões a campo para confirmação de informações.

#### **Atividades**

Cálculo do balanço de nitrogênio e fósforo, considerando as matrizes animal, vegetal, humana e dos recursos naturais solo e ar.

Há vários métodos para se calcular o balanço de nutrientes, mas estes podem ser resumidos em identificar as entradas e saídas na bacia. Quanto maior o número de informações, mais robusto será o cálculo e maior poder de decisão terão os atores. O balanço deve ser uma atividade dinâmica, pois assim são as atividades presentes na bacia e as ações preventivas e mitigatórias, bem como a legislação ambiental.

O balanço deve ter como premissa principal a redução das entradas de nitrogênio e fósforo nos sistemas produtivos, aumentando a eficiência de uso desses elementos. Deve-se pautar pelos seguintes preceitos:

- 1. Análises anuais do solo de todas as áreas agrícolas;
- Documentação, por propriedade, de todo aporte de fertilizante realizado em cada área própria e de terceiro;
- 3. Uso dos resíduos orgânicos, como fertilizante, e dos subprodutos do tratamento; consideração desses na recomendação agronômica de adubação das culturas;
- 4. Quando possível, incorporação do fertilizante ao solo a fim de reduzir as perdas por emissão e os potenciais impactos por escorrimento superficial;
- 5. Consideração das contribuições atmosféricas no cálculo;
- 6. Em áreas com quantidades de nutrientes próximas à capacidade de suporte, propor a substituição da cultura vegetal por culturas com maior poder de extração. Nessa substituição, devem ser consideradas possíveis perdas econômicas, bem como os ganhos ambientais;
- 7. Identificação de áreas ambientalmente sensíveis e proibição ou recomendação agronômica baseada no elemento fósforo;
- 8. Em unidades hidrográficas em que há excesso generalizado de nutrientes no solo, devem ser estipuladas cargas máximas de uso de nitrogênio e fósforo por hectare por ano, independentemente da recomendação agronômica. Nessas cargas, devem ser consideradas todas as formas de nitrogênio e fósforo.

Cada propriedade deve documentar, anualmente, o uso de fertilizantes químicos e orgânicos (áreas receptoras, quantidades utilizadas, tipo de fertilizante, característica do fertilizante, época de aplicação). Também deve ser documentada toda informação necessária para geração dos indicadores de desempenho e/ou as exigidas por lei. A aplicação de fertilizantes orgânicos deve ser feita por pessoa capacitada. Para isso, recomenda-se que na bacia haja uma ou mais pessoas com essa capacitação e que passem por processo de reciclagem de conhecimentos a cada ano.

Deve ser fomentado o estabelecimento de uma Bolsa de Resíduos, a qual facilitará o contato entre o demandante de nutrientes e o ofertante. Também pode interagir com o ambiente externo à bacia, principalmente, viabilizando a exportação de nutrientes. A Bolsa deve ter um coordenador que organizará as demandas.

#### **Atividades**

Proposição de ações para as dimensões:

- Água nas produções: bebedouros corretamente instalados e dimensionados, sistema de lavagem baseado na raspagem do piso, equipamentos de alta pressão para lavagem, instalar hidrômetros, evitar vazamentos, utilizar métodos eficientes de irrigação, substituir a água de irrigação pela fertirrigação;
- Água na bacia: proteção das fontes de água de acordo com a técnica e/ou legislação, drenar os terrenos para impedir a mistura de águas pluviais com resíduos, utilizar fontes alternativas de água (cisternas);
- Tratamento de efluentes: o tratamento deve ser uma opção quando viabiliza a adequação legal da
  propriedade, reduz o risco ambiental da(s) atividade(s), contribui para melhoria do balanço de nutrientes
  da bacia e da propriedade, e é uma forma de exportar nutrientes para outra(s) bacia(s). O sistema deve
  ser escolhido de acordo com o perfil produtivo, econômico e cultural de cada produtor e propriedade;
- Nutrição animal: deve-se promover o uso das seguintes tecnologias nutricionais: balanceamento por aminoácidos essenciais, uso de enzimas e de fontes minerais de alta digestibilidade, formulação das dietas de acordo com as exigências dos animais, alimentação por fases e uso de ingredientes de alta digestibilidade;
- Recursos e insumos: reduzir as perdas de recursos naturais renováveis e não renováveis e o uso de insumos produtivos;
- Resíduos: tratar as carcaças de animais por compostagem, fazer a correta disposição das embalagens, resíduos de agroquímicos e produtos veterinários;
- Esgotos domésticos: dispor de forma adequada e fazer a manutenção do sistema de tratamento;
- Integração: identificar nas propriedades e na bacia as atividades que podem ser integradas, com a ciclagem dos nutrientes.

É aconselhável que, para todas as ações e proposições, sejam feitos estudos prévios de viabilidade econômica. Ações e proposições referenciadas em programas de pagamento por serviços ambientais também terão maior possibilidade de sucesso.

Sugere-se a proposição de boas práticas de manejo, que têm adesão voluntária e são uma forma eficiente de internalizar padrões produtivos que promovam a melhoria da relação produção/qualidade ambiental.

#### Atividades

Avaliações das ações, das proposições, dos indicadores e implantação de correções.

As avaliações permitem identificar se as metas e os objetivos foram alcançados, se há necessidade de correções e se há adequação das atividades e do ambiente aos padrões ambientais determinados pelo arranjo social e pela estrutura legal.

A inexistência de um sistema de organização da informação tornará muito difícil a avaliação. Por isso, desde a Etapa 1, propõe-se o estabelecimento desse sistema.

A avaliação auxilia nas seguintes funções:

- 1. Atender às expectativas sociais;
- 2. Facilitar a comunicação entre os atores e com o público em geral;
- 3. Validar os indicadores estabelecidos;
- 4. Organizar as informações e os documentos gerados;
- 5. Dar maior eficiência ao fluxo de nutrientes na bacia;
- 6. Identificar novas atividades e tecnologias que podem ser implantadas e utilizadas;
- 7. Planejar a ocupação produtiva da bacia e propor zoneamentos econômicos/ecológicos;
- 8. Implantar as correções necessárias;
- 9. Melhorar a condição ambiental das atividades e da bacia.

A avaliação insere uma validação de tudo o que foi proposto e alcançado, tendo, assim, a função de subsidiar entes públicos e privados na implantação da gestão em outras unidades hidrográficas.

Propõe-se que, para cada etapa, faça-se um questionário, composto por perguntas referentes à etapa. Cada pergunta será respondida por:

- 0: excessivo esforço (nada do proposto foi atingido);
- 1: grande esforço;
- 2: moderado esforço;
- 3: sem esforço (atingido de forma integral).

Some todos os escores e compare com o padrão ideal (determinado na Etapa 3).

# Etapa 8 - Entrega social e política

Para que os atores e a sociedade perpetuem a gestão, é necessário que se atinja um nível de autodeterminação para cada indivíduo, instituição, empresa etc. Esse atingimento é um processo que se inicia com as primeiras informações ao público (reuniões técnicas e públicas), convite à participação, constante disponibilização de informações, possibilidades de participação e responsabilização por ações. Se esse processo acontecer, haverá grande chance de a gestão se perpetuar.

A maior ameaça à perpetuação da gestão é o não envolvimento de todos os atores que, direta ou indiretamente, atuam na unidade hidrográfica, o não reconhecimento da comunidade a tudo o que foi feito e proposto, bem como às suas expectativas e ambições.

Sugere-se que a entrega social e política seja feita em uma audiência pública na qual os principais resultados alcançados nas etapas anteriores sejam apresentados, e que os limitantes, ameaças e riscos detectados até o momento sejam explicitados. Isso reforçará a necessidade de continuidade da gestão.

Se a Etapa 1 for desenvolvida de maneira satisfatória com o estabelecimento do arranjo social, e se as mobilizações social e política ocorrerem ao longo das etapas, pode-se dizer que a entrega social e política será o início de uma nova etapa.

Um frágil arranjo social e atores desmobilizados resultam na finalização de um projeto pontual que não possibilitou a gestão.

Certamente, para o desenvolvimento de todas as etapas anteriores e para continuidade da gestão, recursos financeiros são necessários.

Mobilização social e política / internalização das ações e proposições / comunicação Atividades, ações sociais, técnicas e de transferência de conhecimento aos atores

Fonte: Palhares (2015).

#### 5. DESAFIOS HÍDRICOS PARA PRODUÇÃO ANIMAL BRASILEIRA

Os desafios listados no Quadro 2 são inerentes a todas as cadeias pecuárias e estão baseados em trabalhos de agências internacionais (FAO, Banco Mundial e OCDE), agências nacionais (Mistérios do Meio Ambiente e Agricultura, Pecuária e Abastecimento), revisão de trabalhos científicos, experiências e reflexões do autor. Certamente, os desafios serão superados no curto, médio e longo prazo, devido às especificidades de cada cadeia pecuária, sistema de produção, região produtora, estrutura dos órgãos de fiscalização, pressão social e de mercados e valores ambientais da sociedade brasileira.

Quadro 2. Desafios hídricos para produção animal.

Desafio	Impactos positivos	
Criar bancos de dados de uso da água e dos impactos das atividades no recurso (identificação causa-efeito).	Cálculos de uso da água mais robustos e comparáveis; Fonte de formação para estudantes e pesquisadores; Fonte de informação para as cadeias de produção, para mídia e para sociedade.	
Estabelecer indicadores de desempenho hídrico.	Possibilidade de avaliação e monitoramento hídrico dos sistemas de produção e das intervenções; Subsídio às políticas e legislações; Facilidade de comunicação entre o setor e deste com a sociedade.	
Estabelecer itinerários técnicos (operações para o uso da água) para os diversos sistemas de produção e suas realidades produtivas.	Entendimento da água nas suas três dimensões (alimento, insumo, recurso natural); Facilidade de obtenção das licenças ambientais, de manutenção destas e de internalização do manejo hídrico; Geração de indicadores de desempenho hídrico e ambiental; Responsabilidade socioambiental.	

Fonte: Julio C. P. Palhares

Quadro 2. Continuação.

Desafio	Impactos positivos	
Utilizar práticas e manejos da água e dos resíduos que conservem o recurso em qualidade.	Melhoria da biossegurança; Cumprimento das diretrizes de bem-estar; Redução da vulnerabilidade das águas aos resíduos gerados pelos sistemas; Oferta de produtos de qualidade; Possibilidade de ofertar serviços ambientais; Preservação e conservação da água.	
Mensurar o impacto econômico da água no custo de produção e o impacto das diversas intervenções no custo da água.	Redução do custo de produção; Viabilização diante da legislação (outorga de uso da água) do sistema produtivo; Maior eficiência de uso do recurso; Subsídio a programas e políticas (certificações, pagamento por serviços ambientais etc.).	
Conhecimento das relações entre a água e os aspectos produti ambientais; Redução da vulnerabilidade das águas aos resíduos/efluentes; Formação de pessoal; Viabilização diante da legislação; Reconhecimento social.		
Participação dos atores das cadeias de produção nos fóruns legais e sociais.	Desmistificação do setor como um usuário perdulário da água; Redução dos conflitos da atividade com a sociedade; Participação na tomada de decisão e na elaboração das legislações, políticas e programas.	
Aprender a se comunicar ambientalmente e cessar o discurso bélico e/ou defensivo.	Desmistificação de preconceitos no setor e da sociedade; Reconhecimento do valor ambiental na produção de proteína animal pela sociedade; Facilidade de negociação com os outros atores sociais; Redução dos conflitos entre o setor e a sociedade.	
Entender que atuamos em sistemas de produção e que devemos manter seus fluxos e equilíbrios.	Menor uso de insumos e recursos; Melhor eficiência e índices de desempenho; Maior rentabilidade econômica; Agregação de valor ao(s) produto(s); Menor impacto ambiental; Reconhecimento legal e social; Longevidade à unidade de produção.	

Fonte: Julio C. P. Palhares

#### 6. CONSIDERAÇÕES FINAIS

A água na produção animal brasileira ainda é pouco manejada. Essa situação mescla questões técnicas, como a falta de conhecimento de produtores e de profissionais agropecuários do que seja manejo hídrico na produção animal, com questões culturais, como a sensação de que o recurso é abundante a barato. Aliás, essa cultura é brasileira, e não exclusiva do mundo rural e seus atores. Para os seres humanos, o que é abundante e barato não é manejado nem cuidado. Certamente, as crises hídricas, que, segundo os cenários elaborados pela ciência, terão cada vez maior intensidade e frequência, contribuem para a cultura de abundância desaparecer. Mas não devemos fazer gestão, seja da água ou de qualquer outro recurso natural, com base em crises. Gestão se faz todos os dias com os seguintes objetivos: dar maior eficiência de uso ao recurso; garantir sua conservação em quantidade e qualidade no tempo; reduzir os efeitos e os riscos dos eventos extremos; perpetuar a capacidade de se produzir alimentos e produtos intensivos no uso da água.

Uma das definições para crise é "conjuntura perigosa, situação anormal e grave". No Brasil, as crises hídricas estão, quase sempre, mais relacionadas à escassez do recurso em quantidade, mas a crise que vivemos, de forma permanente, é de escassez de qualidade da água. Em um país em que somente 39% dos esgotos são tratados, mais de 100 milhões de brasileiros não têm acesso ao serviço de coleta de esgoto. Saneamento rural então... é "conto de caboclo". A água, recurso fundamental para produção de qualquer alimento, pode ser uma das maiores ameaças a essa produção.

A água sempre terá duas dimensões na produção animal, a quantitativa e a qualitativa. Devemos manejá-la nessas duas dimensões, pois não basta ter uma sem a outra. Já dispomos de conhecimentos e tecnologias para isso. O que nos falta é a cultura hídrica para tal. Então o desafio é cultural, humano e de gestão. Não é responsabilidade de um indivíduo, mas de todos os atores dos sistemas agroindustriais. E as ações devem estar baseadas em programas perenes, e não em ações midiáticas e/ou de marketing estatal ou governamental.

No país, existem produtores com excelentes iniciativas na preservação e na conservação da água, contudo podemos classificá-los como exceção à regra. Devemos reconhecê-los e, mais importante, aprender com suas histórias e experiências. Assim, o que hoje é exceção, tornar-se-á regra mais rápido e com menores custos ambientais e econômicos. Não se tem conhecimento de nenhuma iniciativa quanto à preservação e conservação da água em outro país que não tenha tido sucesso sem conciliar alguns fatores: pacto entre os vários atores da cadeia produtiva, desde fornecedores de insumos, produtores, indústrias e consumidores, em melhorar a situação hídrica da atividade; uso da legislação para determinar padrões comuns e mediar conflitos; programas e políticas ostensivos de comunicação e aprendizagem sobre as relações da água com a produção animal.

O Brasil tem enorme vocação e potencial para produção de alimentos devido à sua disponibilidade de recursos naturais – recursos estes que são finitos em quantidade, qualidade ou ambos. Aliar produção de alimentos com eficiência de uso da água e qualidade ambiental é tecnicamente possível e socialmente desejável. Mas isso não acontece de forma espontânea, mas com planejamento, comprometimento e ações no tempo (curto, médio e longo prazo). Se todos os elos quiserem que a mudança aconteça, governos serão os facilitadores e os mediadores do processo.

Passada uma década e meia do século XXI, os cenários ambientais ora são catastróficos, ora são promissores. A produção animal é parte interessada e corresponsável por esses cenários. Independente das outras atividades econômicas e se elas estão cumprindo com sua corresponsabilidade, a produção animal brasileira deve internalizar o manejo hídrico e ter a água como um recurso, insumo e alimento a ser preservado e conservado.

A cor azul simboliza a água. Para os estudiosos, significa tranquilidade, serenidade e harmonia, mas também está associada à frieza, monotonia e depressão. Sejamos serenos e harmônicos!

#### REFERÊNCIAS

AFONSO, E.R. *Impacto de estratégias nutricionais no custo do manejo dos dejetos de suínos*. 2015. 205p. Tese (Doutorado em Nutrição e Produção Animal) – Faculdade de Medicina Veterinária e Zootecnia, USP, São Paulo, 2015.

ANA - Agência Nacional de Águas. *Cobrança pelo uso da água tem novos valores nas bacias PCJ*. Brasília, 1 ago. 2014. Disponível em: <a href="http://www2.ana.gov.br/Paginas/imprensa/noticia.aspx?id\_noticia=12511">http://www2.ana.gov.br/Paginas/imprensa/noticia.aspx?id\_noticia=12511</a>. Acesso em: 12 fev. 2016.

- COMITÊS PCJ Comitês das Bacias Hidrográficas dos Rios Piracicaba, Capivari e Jundiaí. Deliberação conjunta dos comitês PCJ nº 078/07, de 05/10/2007. Aprova propostas de revisão dos mecanismos e de ratificação dos valores para a cobrança pelo uso dos recursos hídricos de domínio da União nas bacias hidrográficas dos rios Piracicaba, Capivari e Jundiaí e dá outras providências. *Diário Oficial [do] Estado*, São Paulo, SP, 11 out. 2007. Disponível em: <a href="http://www.agenciapcj.org.br/antigo/download/DelibConj078-07.pdf">http://www.agenciapcj.org.br/antigo/download/DelibConj078-07.pdf</a>>. Acesso em: 12 fev. 2016
- FAO Food and Agriculture Organization. *Technical conversion factors for agricultural commodities*. Rome: FAO, [s.d.]. Disponível em: <a href="http://www.fao.org/fileadmin/templates/ess/documents/methodology/tcf.pdf">http://www.fao.org/fileadmin/templates/ess/documents/methodology/tcf.pdf</a>>. Acesso em: 11 fev. 2016.
- ISO International Organization for Standardization. ISO 14046:2014. *Environmental management water footprint principles, requirements and guidelines.* Geneve: ISO, 2014.
- MEKONNEN, M.M.; HOEKSTRA, A.Y. *The green, blue and grey water footprint of farm animals and animal products.* Volume 1: Main Report. Delft, Netherlands: Institute for Water Education, UNESCO-IHE, 2010. (Value of Water Research Report Series, 48). Disponível em: <a href="http://www.waterfootprint.org/Reports/Report-48-WaterFootprint-AnimalProducts-Voll.pdf">http://www.waterfootprint.org/Reports/Report-48-WaterFootprint-AnimalProducts-Voll.pdf</a>, Acesso em: 12 fev. 2011
- MIRANDA C.R. et al. Gestão ambiental na suinocultura: a experiência do termo de ajustamento de conduta (TAC) do Alto Uruguai Catarinense. In: (Eds.). Suinocultura no Alto Uruguai Catarinense: uma década de avanços ambientais. Brasília, DF: Embrapa, 2013. p. 111-130.
- NEPA Núcleo de Estudos e Pesquisas em Alimentação. *Tabela brasileira de composição de alimentos*. [s.n.t.]. Disponível em: <a href="http://www.unicamp.br/nepa/taco/">http://www.unicamp.br/nepa/taco/</a>>. Acesso em: 12 fev. 2012.
- PALHARES, J.C.P.; PEZZOPANE, J.R.M. Water footprint accounting and scarcity indicators of conventional and organic dairy production systems. *Journal of Cleaner Production*, v. 1, p. 1-14, 2015a.
- PALHARES, J. C. P. Água na produção avícola: desafio presente para garantir o futuro. *Avicultura Industrial*, p. 1-10, 2015b.
- PALHARES, J. C. P. Pegada hídrica de suínos e o impacto de estratégias nutricionais. *Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental*, v. 18, p. 533-538, 2014.
- PALHARES, J.C.P.; GAVA, D.; LIMA, G.J.M.M. Influência da estratégia nutricional sobre o consumo de água de suínos em crescimento e terminação. In: SIMPÓSIO INTERNACIONAL SOBRE GERENCIAMENTO DE RESÍDUOS DE ANIMAIS, 1, 2009, Florianópolis. *Anais...* Concórdia: Embrapa Suínos e Aves, 2009. v. 2. p. 251-256. Disponível em: <a href="http://sbera.org.br/sigera2009/downloads/obras/097.pdf">http://sbera.org.br/sigera2009/downloads/obras/097.pdf</a>. Acesso em: 12 fev. 2016.
- STOEGLEHNER, G.; NARODOSLAWSKY, M. How sustainable are biofuels? Answers and further questions arising from an ecological footprint perspective. *Bioressource Technology*, v. 100, n. 16, p. 3825-3830, 2009.
- TESTA, V.M. et al. O desenvolvimento sustentável do Oeste Catarinense: proposta para a discussão. Florianópolis: EPAGRI, 1996. 246 p.
- WOOD, R.; LENZEN, M. An application of a modified ecological footprint method and structural path analysis in a comparative institutional study. *Local Environment: The International Journal of Justice and Sustainability*, v. 8, n. 4, p. 365-386. 2003.

#### CAPÍTULO 2

# A experiência argentina no manejo hídrico das produções animais

#### María Alejandra Herrero

Bases Agrícolas, Facultad de Ciencias Veterinarias, Universidad de Buenos Aires aherrero@fvet.uba.ar

#### RECURSOS HÍDRICOS E SEUS USOS NA PECUÁRIA

A escassez de água doce é um dos grandes problemas da humanidade, com competição pelos seus diferentes usos que são necessários para a sobrevivência do planeta (POSTEL, 1999). As produções pecuárias são responsáveis por 8% do consumo total de água no mundo, tendo como principal uso a irrigação de culturas para alimentação dos animais. Outros usos estão relacionados à dessedentação e à lavagem das instalações (FAO, 2006).

A qualidade e a quantidade de água disponível nas áreas rurais devem garantir a sanidade animal e a qualidade dos produtos (leite e carne). A qualidade da água pode ser impactada por manejos do próprio sistema produtivo, como a contaminação de águas superficiais e subterrâneas por uso incorreto dos resíduos em sistemas de produção intensiva (HERRERO, 1998; HARTER et al., 2002; BRISBOIS et al., 2008) e pela sobre-exploração das fontes hídricas (AUGE, 1997; ESTELLER; DIAZ, 2002).

#### 2. QUANTIDADE DE ÁGUA

Na produção animal, a dessedentação dos animais corresponde ao uso de uma maior importância. O consumo não é fácil de ser avaliado, uma vez que é afetado por vários fatores, dos quais os mais importantes são a espécie e a categoria dos animais, além do tipo de sistema de criação. Para todas as espécies e sistemas de criação, a água é fornecida ad libitum.

O consumo médio de água por cabeça por dia foi determinado para as diferentes regiões argentinas. Dessa forma, temos: bovinos de corte, 40-60 L; bovinos de leite, 70-120 L;

ovelhas, 4-10 L; equinos, 15-40 L; suínos, 4-20 L; aves, 0,1-0,6 L (BAVERA, 2011; HERRERO; TIERI, 2014).

O consumo de matéria seca está intimamente relacionado ao consumo de água; assim, o aumento de certos elementos na dieta pode resultar em maior consumo de água. Por exemplo, um aumento de 2% do teor de proteína pode aumentar em até 35% o consumo de água. O excesso de sódio e de potássio na dieta aumenta o consumo de água, uma vez que o animal, por meio da água de dessedentação, remove os sais em excesso. Para vacas em lactação, em pastejo ou em pastejo intensificado, verifica-se alta demanda de água em relação ao seu peso corporal e nível de produção (HERRERO, 2007).

No pampa argentino, em que predominam sistemas pastoris, deve-se considerar a água contida nas forragens. As culturas de inverno (aveia e azevém) têm alta proporção de água (>80%) e, dependo das condições climáticas e da categoria animal, podem vir a suprir grande parte da demanda de dessedentação nessa época do ano.

#### 3. QUALIDADE DA ÁGUA

Em relação à qualidade da água de dessedentação, é essencial considerar a manutenção da sanidade animal, levando-se em conta os elementos presentes na água e as suas funções fisiológicas. Especial atenção deve ser dada aos elementos que podem afetar saúde dos animais, como o total de sais e de sulfatos e os que se comportam como contaminantes (nitrato, arsênio e metais). Há poucos estudos em condições de campo que relacionam a saúde dos animais à água como veículo de intoxicações (HERRERO; TIERI, 2014).

Na Argentina, utilizam-se os parâmetros estabelecidos pelo Código Alimentario Nacional (CAA), que determina que "água potável" é aquela adequada para alimentação e para o uso doméstico; que não deve conter substâncias ou corpos estranhos; que deve ser palatável, incolor, inodora, clara e transparente; que deve atender a certas características, físicas, químicas e microbiológicas. O padrão de potabilidade também é exigido na higiene de máquinas e de implementos, mas não para lavagem de pisos ou para dessedentação dos animais (ARGENTINA, 2007).

#### 4. NUTRIÇÃO ANIMAL E A ÁGUA

Do ponto de vista da nutrição animal, a água é uma fonte de fornecimento de minerais. O aporte mineral por meio hídrico para atender à necessidade diária de bovinos pode ser de até 20% de cálcio, 11% de magnésio, 35% de sódio e 28% de enxofre (BAVERA, 2011). Para sistemas a pasto na Argentina, foi avaliado que cloreto de sódio pode chegar a 90% da necessidade do animal por via hídrica.

Nos últimos anos, tem-se dado importância para a oferta de minerais dissolvidos na água, porque, em concentrações adequadas, são importantes do ponto de vista da nutrição animal, proporcionando o equilíbrio mineral. Embora não se saiba muito sobre a biodisponibilidade desses minerais dissolvidos, não há evidências de que estariam mais disponíveis do que no alimento. Essa visão é, especialmente, importante para sistemas a pasto com suplementação, como é comum na Argentina. Nesses sistemas, os animais são expostos a determinadas condições ambientais, que indicam, por exemplo, o aumento do consumo de água no verão.

A água como fonte de minerais também é importante em sistemas intensivos, nos quais a maioria dos alimentos vem de fora da propriedade. Se o alimento é produzido na fazenda, são adquiridos os núcleos minerais. Raramente se realiza a análise da água para avaliar a sua contribuição como fonte de minerais. Essa situação pode resultar em excesso de certos

elementos nas excretas, tais como o zinco e o cobre, que podem causar a contaminação do solo e das águas superficiais e subterrâneas. Uma forma de evitar o risco de contaminação é realizando o balanço de nutrientes, tanto do sistema de produção como da propriedade (HERRERO; TIERI, 2014).

Para conhecer o aporte hídrico de cada elemento mineral, a análise da água deve ser realizada. Em seguida, estima-se o consumo de água por animal e faz-se o cálculo correspondente ao aporte (concentração do mineral em mg/L x litros de água consumida por dia). Com isso, tem-se a participação da água como fonte de minerais e sua contribuição para atender às necessidades dos animais, o que proporciona uma melhor precisão no balanceamento das dietas.

## 5. ÁGUA E SAÚDE ANIMAL

Embora os elementos presentes na água sejam fonte de nutrientes, existe um nível de tolerância do animal às concentrações totais ou individuais de certos elementos. Se as concentrações estiverem acima dos níveis de tolerância, problemas podem ocorrer. Nessa situação, devem-se avaliar as características físico-químicas da água, a qualidade microbiológica e a existencia de excesso de nutrientes e de compostos tóxicos.

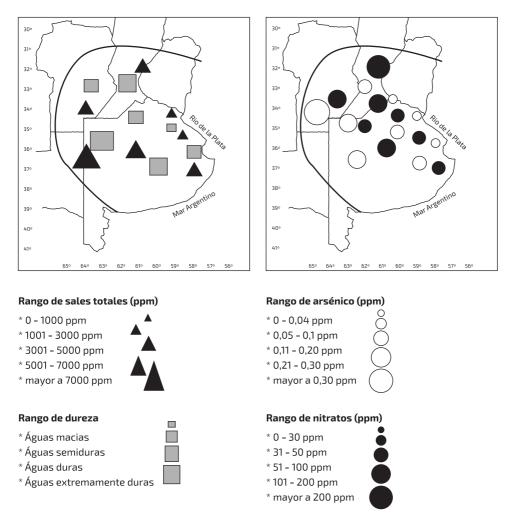
Por exemplo, a temperatura da água está relacionada à ingestão de água dos animais e às trocas de calor a fim de evitar o estresse calórico (GONZALEZ PEREYRA et al., 2010). A elevada salinidade da água, com um padrão de concentração dos sais presentes, pode acometer os animais com diarreia, reduzindo a condição geral do animal. Os autores destacam que alguns elementos, como cloretos e sulfatos de cálcio, magnésio, sódio e potássio, têm recomendações individuais. Por exemplo, o sódio e o potássio são menos agressivos do que o cálcio e o magnésio – este último tem maior impacto na ocorrência de diarreia. Águas com cloretos de sódio e potássio em quantidades adequadas são consideradas "águas engordadoras." Águas com excesso de sais de sulfato podem ter efeitos negativos sobre a reprodução, mesmo presente em baixas concentrações (0,7 g/L).

Um problema generalizado nas áreas rurais é a presença de nitratos em águas subterrâneas, geralmente resultado de contaminação com matéria orgânica e com fertilizantes químicos. Águas com nitratos em concentrações elevadas fazem com que o elemento acumule no rúmen, no qual é reduzido a nitrito, o qual é convertido pelos microrganismos em amoníaco e, em seguida, em aminoácidos e proteínas. Se essa conversão não for rápida, o nitrito passará para o sangue e transformará a hemoglobina em metahemoglobina, com incapacidade de transportar oxigênio aos tecidos. Se apenas 10% da hemoglobina for transformada em meta-hemoglobina, irá se verificar danos crônicos (perda de fertilidade e menor crescimento); se a transformação for de 80%, resultará em intoxicação aguda, seguida de morte do animal. Em monogástricos, a conversão do nitrito ocorre no trato digestivo com consequências similares. O tipo de alimento e a idade do animal influenciam a magnitude desses efeitos.

Na Figura 1, apresentam-se alguns parâmetros de qualidade da água para região leiteira dos pampas argentinos.

Outros contaminantes das águas subterrâneas são arsênio e flúor. Na Argentina, as suas presenças são naturais, uma vez que podem ser provenientes de sedimentos vulcânicos. Os fluoretos apresentam efeitos prejudiciais em concentrações acima de 2 mg/L, o que diminui a vida útil das fêmeas e, consequentemente, aumenta a necessidade de reposição de animais. O arsênio tem baixos efeitos à saúde animal (HERRERO et al., 2008).

Outro aspecto a se considerar é a qualidade microbiológica da água. No caso de ruminantes, devido à microbiología do rúmen, esses animais são menos suscetíveis a



- Valores de referencia utilizados como límites para bebida humana; Sales totales= 1000 ppm; Arsénico= 0,05 ppm; Nitratos= 45 ppm (Código Alimentario Argentino, 2007)
- Valores de referencia utilizados como límites para bebida animal; Sales totales= 7000 ppm; Arsénico= 0,3 ppm; Nitratos= 250 ppm (Herrero, 2007)

Figura 1. Mapa de distribuição média das concentrações de sais totais, dureza, arsênio e nitrato em regiões produtoras de leite, nos pampas argentinos. Fonte: Herrero et al. (2009).

contaminação microbiológica. No entanto, o consumo de água para os animais jovens (bezerros) deve ser livre de coliformes fecais e estreptococos, com admissão de até 1 UFC/100 ml para bezerros e de até 10 UFC/100 ml para vacas. Contagens mais elevadas representam risco para a saúde animal, especialmente em animais jovens, porque eles se comportam como monogástricos, podendo ocorrer diarreias, danos no fígado e infecções (ADAMS; SHARPE, 2005).

## 6. AS FONTES DE ÁGUA

Na Argentina, existem vários tipos de fontes de água utilizadas na produção animal (Figura 2). A maior parte dos países dispõe de fontes de água superficiais permanentes, como rios, córregos e lagos, e sazonais, como córregos, lagoas, lagos e rios. Essas fontes têm como



Águas superficiais em represas e barragens





Águas subterrâneas extraídas de poço escavado e por moinho de vento

Figura 2. Diferentes fontes de água utilizadas na pecuária argentina. Fonte: Maria A. Herrero

vantagem o baixo custo de captação. No entanto, existem desvantagens: vazão variável; baixa concentração de sais, o que requer a suplementação mineral dos animais; dificuldade em gerir a água, pois a fonte pode estar externa à proriedade; possibilidade de ser uma fonte de contaminação e de transmissão de doenças devido à presença de resíduos (HERRERO, 2007).

Outros tipos de fontes são reservatórios, lagoas, represas ou barragens, construídos para armazenar a água em regiões de baixa pluviosidade. As barragens podem ser construídas também em depressões naturais do solo. Represas diferem das barragens por exigirem escavações para a condução da água. Esses sistemas têm a vantagem de não necessitar de um grande investimento, de ser construído de forma rápida, de ter potencial de acumular grandes quantidades de água com qualidade, especialmente em regiões em que as águas subterrâneas são salinas. No entanto, as desvantagens estão relacionadas à: necessidade de grandes áreas para a construção; exigência de cercamento para evitar que os animais tenham acesso a elas, representando fonte de contaminação; dependência do clima e da ocorrência de precipitações; temperatura da água ser mais elevada do que a do solo e ter maior turbidez; possibilidade também de conter material orgânico e sedimentos originados do escoamento superficial; necessidade de suplementação mineral para atenderàs exigências dos animais.

As águas subterrâneas são fontes de abastecimento localizadas em profundidades variadas, dependendo das condições regionais. A água pode ser retirada por moinhos de vento ou bombas e armazenadas em tanques (comumente utilizam-se tanques australianos construídos com chapas galvanizadas). Depois ela é distribuída para bebedores de diferentes formatos e materiais (circular, alongado, cimento, plástico etc.).

Em regiões áridas e semiáridas, podem-se utilizar poços para captação em solos mais arenosos e também por moinhos em aquíferos com mais de 10 m de profundidade (MOLINA, 1980; ADEMA, 2015). Nessas regiões, a coleta de água da chuva é uma opção de fonte de qualidade, devendo a água ser armazenada em reservatórios impermeabilizados para reduzir as perdas (BAVERA, 2011). Também se podem utilizar barragens de infiltração

(MOLINA, 1980), nas quais a parte inferior é totalmente permeável. Essa é uma alternativa para facilitar a entrada da água da chuva para as fontes subterrâneas. A filtração pelo solo reduz a concentração de sais na água, como demonstram estudos, no período de sete anos de utilização do sistema, com redução de 9 g/L para 4 g/L (ADEMA, 2015).

## A ÁGUA PARA USO AGROPECUÁRIO NA ARGENTINA

A produção animal está distribuída em diferentes regiões do país (Figura 3). Os bovinos de corte (50 milhões de cabeça) estão concentrados na região dos pampas (48% do rebanho), Nordeste (30%), Noroeste (11%) e semiárido (8%). Nos pampas também concentram-se 98% da produção leiteira, além de um aumento da produção de cereais e olegainosas.

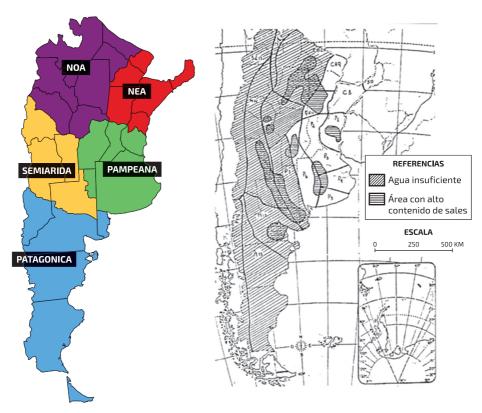


Figura 3. Regiões agropecuárias da Argentina: (a) Abastecimento de água para fins pecuários; (b) Regiões forrajeiras. NOA- Noroeste Argentino, NEA- Nordeste Argentino. Fonte: Adaptado de Maddaloni e Josifovich (1982).

## 7.1. A região pampeana

O pampa é uma vasta planície caracterizada por clima temperado úmido (800-1.200 mm de precipitação anual). É a região mais importante na produção de suínos e de bovinos de leite e carne do país. As fontes de água são, principalmente, subterrâneas, de qualidade variável, dependendo da região. A planície apresenta pouco declive e a vegetação original é de pastagens com vegetação arbustiva lenhosa, o que proporcionava boa regulação hídrica (JOBAGGY; ACOSTA; NOSETTO, 2013).

O aquífero de maior extensão territorial é o "pampeano", que é caracterizado por possuir camadas múltiplas e localizado a baixas profundidades. Ele é composto de sedimentos finos, que contêm a capa freática e atuam como recarga e descarga de aquíferos mais profundos. Embora não tenha grandes vazões, é, frequentemente, utilizado como fonte de água em diversas regiões da província de Buenos Aires para fins agropecuários. Devido à sua superficialidade, está vulnerável à contaminação por atividades industriais, agrícolas e domésticas. A principal recarga é por precipitação, abrangendo diferentes tipos de solos, o que determinará a qualidade de suas águas (Figura 4).

Na região há um aquífero chamado "puelche", com uma área de 240 mil Km², ocupando parte de Santa Fé, Córdoba e Entre Rios, no Centro-Norte de Buenos Aires, e abrangendo 83 mil Km² da província. Sua profundidade média é de 75 m. Ele é formado por areias finas a médias, de perfil semiconfinado e vazões entre 20 a 120 m³/h. A qualidade da água é boa, com teores de sais menores do que 2 g/L. Esse aquífero é utilizado para abastecimento das populações e para irrigação (HERRERO et al., 2009).

O desenvolvimento da agropecuária tem como consequência o aumento da captação de água, podendo resultar na subida do nível do lençol e na movimentação de sais, os quais apresentam elevadas concentrações na superficie do solo e afetam a fertilidade dele (JOBBAGY et al., 2008). O aumento da captação de agua, aliado a uma ausência de uma gestão integrada dos sistemas pecuários intensificados (bovinos ou suínos), favorece o processo de salinização das águas subterrâneas nas regiões vulneráveis do pampa semiárido (HERRERO et al., 2008).

A água utilizada pelas propriedades é obtida por perfurações a profundidades de 5 a 60 m. A maioria dos aquíferos fornece água em quantidade e com qualidade suficiente para as demandas dos sistemas produtivos. No entanto, há concentrações variáveis de salinidade, dureza, nitrato e arsênio. Detectou-se contaminação química e microbiológica da água em 2.500 poços ao norte da província de Buenos Aires, demonstrando que mais de 50% representavam risco para a saúde da população rural, animais e para qualidade dos produtos agrícolas (HERRERO et al., 2008).

A presença de nitratos e de arsênio representa dois tipos de poluição: a antropogênica, no primeiro caso, e a natural, no segundo. Ambos os elementos podem acometer a saúde de humanos e de animais e depreciam a potabilidade química da água. A situação é pior nos aquíferos que apresentam diferentes qualidades à medida que se aprofundam. Devido

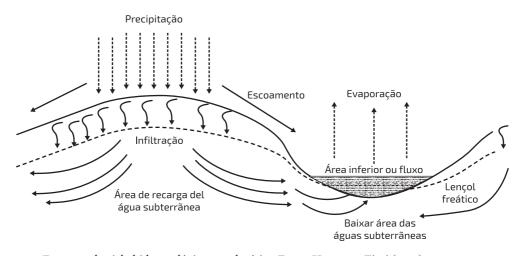


Figura 4. Esquema do ciclo hidrogeológico em planícies. Fonte: Herrero e Tieri (2014)

a essa variabilidade espacial e temporal, é necessário conhecer a qualidade da água que está disponível para o uso. A contaminação por nitratos e por microrganismos foi avaliado em 2.500 poços em áreas rurais, dos quais 50% apresentavam concentrações em desacordo com os limites para abastecimento humano (HERRERO et al., 2000; 2008).

A contaminação por arsênio é bem relevante na Argentina, pois o país abrange uma das regiões do planeta com hidro-arsenicismo de tipo natural em decorrência da deposição de cinzas vulcânicas sobre parte do território. Outra ocorrência natural o é excesso de sais no oeste da região, onde os aquíferos são do tipo "lentejón" devido à escassez de água doce. Ao se extrair uma quantidade de água sem considerar a capacidade da fonte, a água é facilmente salinizada (Figura 1).

## 7.2. A região semiárida

A vegetação é composta de mata e de pastagens naturais. As precipitações anuais estão entre 250 a 500 mm a oeste da região. Os recursos hídricos superficiais são escassos, e as lagoas naturais, em geral, são ricas em sais, o que limita a utilização pela agropecuária. Nas melhores situações, a concentração de sais totais é 7,8 g/L, podendo chegar de 15 a 20 g/L (HERRERO 2007; ADEMA, 2015). Em geral, os aquíferos são do tipo "lentejón", nos quais há água doce na parte superior e águas salinas nas partes inferiores. A quantidade de água doce é variável, dependente dos índices pluviométricos para recarga e, portanto, vulnerável à captação excesiva, provocando imediata salinização do recurso (Figura 5).

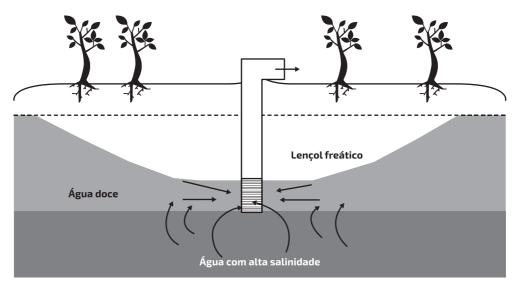


Figura 5. Processo de salinização de aquíferos por sobre-exploração. Fonte: Herrero e Tieri (2014).

Nessa região, é importante reduzir a taxa de evaporação dos bebedouros durante o verão para não exacerbar os problemas de salinidade da água. Uma técnica sugerida é a colocação de meia-sombra a 2,5 m de altura. Isso também promoverá a diminuição da temperatura da água em até 10°C em relação à temperatura do ar (GONZALEZ PEREYRA et al., 2010), pois a água fresca é preferida pelos animais.

## 7.3. A região Noroeste Argentino (NOA)

É uma vasta região com características diferentes. A pecuária está concentrada em alguns vales do Norte (Salta) e em maior número no Centro-Sul (Córdoba e Santiago del Estero). Em Salta, as precipitações estão entre 900-1.100 mm, e a produção pode utilizar fontes subterrâneas e superficiais. O funcionamento dos aquíferos está intimamente ligado à hidrologia do rio, cujo escoamento é sua principal recarga natural. Destacam-se aquíferos em que a evaporação é o único componente natural de suas saídas.

Na região central das montanhas (550-2.800 m) e planícies a leste, a precipitação diminui de leste para oeste, de 900-550 mm por ano. As montanhas são caracterizadas por pastagens em que se originam os rios que desembocam no pampa (JOBBAGY; ACOSTA; NOSETTO, 2013). Nas planícies, as atividades mais importantes são a agricultura e a pecuária. As águas subterrâneas são o recurso mais amplamente utilizado — e o único em grande parte de Córdoba. Os recursos hidrogeológicos mais importantes são o sistema aquífero fraturado nas serras de Córdoba e o sistema sedimentar na planície. As montanhas atuam como receptoras e transmissoras de agua, o que contribui para as vazões e recargas subterrâneas e de superfície. Na planície a leste, os aquíferos são livres e confinados — este último em profundidades de 80-100 m, com qualidade variável e, naturalmente, com a presença de arsênio e de fluoreto. A oferta de água para consumo humano, animal e para agricultura na região de montanha é excelente, diminuindo, acentuadamente, na direção do fluxo. As áreas menos propícias à exploração estão na periferia da província, onde há ventos abundantes, sedimentos e elevadas concentrações de arsênio, flúor e outros oligoelementos (BLARASIN; CABRERA; MATTEODA, 2014).

## 7.4. A região do Nordeste Argentino (NEA)

Caracterizada por prados úmidos a leste, por áreas florestais na fronteira com o Brasil e por pastagens de montanha a oeste, é cercada por dois rios, Paraná e Uruguai, e por parte da bacia hidrográfica do Prata. O clima é subtropical sem estação seca, com temperatura média anual de 21°C e chuvas abundantes de 1.400-1.900 mm por ano, com pequenas variações diárias e sazonais. A oeste, na região do Chaco e Formosa, a precipitação diminui para 1.000 mm por ano. Em geral, a fonte de água é subterrânea, cuja única recarga são as chuvas. O aquífero Puelche se estende por uma parte da região. Na região Mesopotâmica, os aquiferos compõem o sistema aquífero Guarani.

## 7.5. A região Patagônica

As características de clima, solos e vegetação são variáveis nessa região, desde as áreas montanhosas e pré-montanhosas a oeste até o planalto central e as estepes de gramíneas, chegando ao mar. Na região montonhosa, há uma faixa estreita de clima frio, chuva e com neve no inverno. A pecuária é praticada no verão, quando o clima é mais ameno. No sopé das montanhas, o clima é frio, de subúmido a semiárido, e a paisagem alterna-se de montanhosa a baixas colinas, que fazem fronteira com vales e planícies. A região é apropriada para a pecuária mista, bovinos e ovinos, com manejo sazonal das pastegens (inverno-verão). Nas estepes, o clima é árido e semiárido, frio com neve intensa nos campos altos e acentuado déficit de umidade no verão. Nos prados, há predominância de pastagem melhor para os animais. Em todas as regiões, a fonte de água para os animais é superfícial. Nos planaltos, geralmente, os *mallines* são salinos. É uma região típica de criação de ovinos, que foi degradada pelo execesso de carga animal, principalmente próximo às áreas com fontes de água.

## 8. CAUSAS E PROCESSOS DE DETERIORAÇÃO DA QUALIDADE DA ÁGUA

A presença de contaminantes nas águas subterrâneas, na maioria das vezes, está relacionado aos usos humanos. Os contaminantes presentes nos resíduos animais, que podem contaminar as águas superficiais e subterrâneas, incluem os nutrientes nitrogênio e fósforo (MORSE, 1995; HERRERO; THIEL, 2002), metais (BRUMM, 2002), patógenos (NICHOLSON; GROVES; CHAMBERS, 2005) e medicamentos (JJEMBA, 2002; HERRERO, 2014), dos quais os últimos são os mais difíceis de serem removidos por processos de tratamento de efluentes. Em áreas de acentuada intensificação dos sistemas produtivos, com alta concentração de animais por área, a situação é ainda mais complicada, tanto pelo aumento da captação de água, expondo-as à sobre-exploração, como pela quantidade de resíduos gerados e seu consequente potencial poluidor. Nos Estados Unidos, calculou-se que a cada ano eram produzidos 133 milhões de toneladas de esterco (matéria seca), o que representava 13 vezes mais da quantidade tratada pelos sistemas urbanos e rurais (BURKHOLDER et al., 2007).

As concentrações naturais de nitrato (N-NO<sub>3</sub>) nas águas subterrâneas são geralmente baixas (1 mg/L, equivalente a 4,4 mgLl NO<sub>3</sub>). Na Argentina, foram detectados, em águas subterrâneas próximas a lagoas de tratamento de efluente de laticínios, concentrações de N-NO<sub>3</sub> maiores do que 34 mg/L (HERRERO et al., 2000; HERRERO; GIL, 2008). Andriulo et al. (2003) relataram situação semelhante (27 mg/L de N-NO<sub>3</sub>) próximo às áreas de currais. Os contaminantes atingem os aquíferos por processos de infiltração e lixiviação de poluentes descartados no solo, situados acima deles. Se o aquífero não for confinado, os efluentes provenientes de currais e de lagoas mal construídos e manejados podem atingir as águas subterrâneas. Os poços rasos, antigos e pouco profundos, localizados próximos a áreas fertilizadas ou de armazenamento de resíduos e efluentes, são mais vulneráveis à contaminação por nitrato. Em sistemas extensivos, o sobrepastejo é um indutor importante do escorrimento superficial. O maior ou menor impacto dessa condição vai depender da intensidade e da quantidade de precipitação, das propriedades do solo e do relevo.

Um estudo para determinar o impacto que determinadas características dos poços nas propiedades rurais e suas relações com as concentrações de nitrato nos aquíferos pampeanos foi conduzido no Nordeste da província de Buenos Aires. Na região, os aquíferos são em multicamadas, semiconfinados e superficiais. Foram considerados dez aspectos que podem influenciar na probabilidade de contaminação por nitrato. São eles: 1- idade do poço; 2- tipo de construção (encamisado ou não); 3- profundidade; 4- inclinação; 5- aparência da entrada e sua manutenção; 6- permeabilidade do solo; 7- profundidade do lençol freático; 8- atividades realizadas nos 100 m em torno do poço; 9- localização de cada fonte de poluição; 10- distância de cada fonte de poluição ao poço (CARBÓ; FLORES; HERRERO, 2009).

Depois de examinar cada aspecto e as concentrações de nitrato, os dados foram submetidos à análise de regressão logística, obtendo-se a seguinte equação:

Logit (
$$\pi$$
) = -6.94 + 1.09a + 1.83f + 4.17g + 2.08k + 1.85j

Em que:

 $\pi$  é a probabilidade de estar contaminado por nitratos; a representa a idade de construção do poço; f é a permeabilidade; g é a profundidade da água; k é a distância das fontes; j é a posição das fontes de poluição em relação ao poço.

Como se observa, os aspectos de maior impacto são a profundidade da água e a distância das fontes de contaminação.

# 9. LIMITAÇÕES DOS SISTEMAS DE PRODUÇÃO DE LEITE

A obtenção de um leite de qualidade é resultado de vários fatores. Os que estão relacionados à qualidade da água são: manter a sanidade animal e conservar a higiene, tanto das instalações como dos implementos, manejados pelos ordenhadores (NAS, 1974; MISAS RESTREPO, 1998). Infelizmente, há alguns indícios de que a água utilizada na produção de leite argentina (Figura 1) apresenta problemas de contaminação química (Tabela 1) e microbiológica (Tabela 2). Em uma das bacias de Buenos Aires, 70% da água estava contaminada por nitrato, arsênio e microrganismos (HERRERO et al., 2002;. HERRERO, 2014).

É importante conhecer a qualidade da água de lavagem dos equipamentos de ordenha e dos utensílios usados para essa finalidade. Em muitos países, recomenda-se que a qualidade da água para esses usos deva considerar os mesmos padrões utilizados para o consumo humano (WILLERS; KARAMALIS; SCHULTE, 1999). Como exemplo pode ser mencionado a dureza da água, que, quando em desacordo com os padrões, diminui a eficiência de limpeza, facilitando a presença de bactérias, especialmente as pertencentes ao gênero *Pseudomonas* (ERKSINE et al., 1987), o qual foi detectado em 51% das amostras de leite cru em fazendas leiteiras de Santa Fé, demonstrando sua importância para a indústria local (REINHEIMER; DEMKOW; CALABRESE, 1990). Em bacias hidrográficas de Buenos

Tabela 1. Parâmetros de qualidade para dessedentação animal em 400 poços localizados em bacias leiteiras da província de Buenos Aires.

	Bacia leiteira						
Parâmetro	Abasto Norte	Abasto Sul	Oeste (Centro)	Oeste (Oeste)			
	Valor médio	Valor médio	Valor médio	Valor médio			
рН	7,42	7,4	7,44	7,81			
	(6,2 -9,8)	(6,2- 9,2)	(6,5-8,9)	(6,7-9,7)			
Sólidos totais dissolvidos	667	2.099	2.299	3.274			
(mg/L)	(45- 4074)	(51-6960)	(60-15225)	(58-10476)			
Sulfato (mg/L)	306	407	494	350			
	(6 -1600)	(7- 4065)	(9 - 4308)	(12 - 4133)			
Nitrato (mg/L)	52,0	38,0	74,15	140,1			
	(0,7- 500)	(0,9 - 500)	(0,3 - 750)	(5,4 - 800)			
Arsênio (mg/L)	0,072	0,09	0,14	0,1			
	(ND-1)	(ND-0,5)	(ND-1)	(ND-1)			

ND: Não detectável (<0,001 mg/L).

Fonte: Herrero et al. (2009).

Tabela 2. Porcentagem de amostras de acordo com os padrões micorbiológicos.

	Valor limite	Poços	Tanques
	valor minte	% de acordo	
Bactérias aeróbias mesófilas (UFC/ml)	< 500 ml	87	81,6
Coliformes totais	< 3 ml/100 ml	51,4	35,8
Escherichia coli	Ausência/100 ml	76,2	71,6
Pesudomonas aeruginosa	Ausência/100 ml	62,6	59

Fonte: Iramain et al. (2005)

Aires, o gênero Pseudomonas foi detectado em 35% das amostras de água das propriedades e em 4% das amostras de leite cru (IRAMAIN et al., 2005).

O conhecimento da necessidade de água dos animais e da disponibilidade de água da propriedade é aspecto muito importante. Em estudos preliminares na região de Buenos Aires, Nosetti et al. (2002) descobriram que, depois da necessidade de água de bebida dos animais, o consumo da placa de resfriamento é o de maior volume (4,6 a 9,2 litros de água/litro de leite produzido), representando entre 74,5 a 91,3% do consumo total de água na ordenha. Outros usos incluem a lavagem da máquina de ordenha, do tanque de armazenamento de leite, na higiene do úbere e das instalações (currais e quarto).

Na lavagem de currais, Charlon e Taverna (1999) reportaram consumos entre 7 a 14 litros de água por vaca em ordenha. Em regiões de escassez hídrica e onde os aquíferos apresentam elevada vulnerabilidade à sobre-exploração, é fundamental conhecer o consumo de água pelo sistema de produção e establecer estratégias para reutilização da água. Estudos recentes nas bacias pampeanas mostraram que se pode economizar a água reciclando a que foi utilizada no resfriamento do leite, em operações de limpeza e a de bebida das vacas. A economia pode significar de 21 a 41% do total de água consumida (HERRERO et al., 2015). Outra forma de melhorar os indicadores do consumo de água de explorações leiteiras é o uso mais eficiente da forragem em pastejo, regulando a carga animal e a suplementação (MOYANO SALCEDO; TIERI; HERRERO, 2015).

Os contaminantes (nutrientes e microrganismos) presentes nos resíduos podem contaminar as águas superficiais a partir do escorrimento oriundo das instalações ou das áreas fertilizadas, pelo transbordamento de lagoas e pela deposição atmosférica de compostos de nitrogênio e enxofre (GALINDO et al., 2004). Os contaminantes atingem as águas subterrâneas (aquíferos) por processos de infiltração e de lixiviação dos solos localizados acima destes. Nesse caso, eles são provenientes de currais ou de lagoas mal construídos e manejados, chegam rapidamente ao lençol freático quando este está relativamente próximo à superfície (2 a 6 m) e, em seguida, por lixiviação, às várias camadas de águas subterrâneas (CARBÓ; FLORES; HERRERO, 2009). Essa situação representa uma fonte pontual de poluição (MORSE, 1995). As informações obtidas na bacia leiteira de Abasto, sul de Buenos Aires, são apresentadas na Tabela 2.

## 10. CONCLUSÕES

A água na produção animal é um aspecto que tem se tornado cada vez mais importante. No passado, somente era considerado proporcionar uma fonte de água fresca para os animais. Atualmente, a água tem sido um aspecto mais complexo, envolvendo questões de qualidade e de quantidade.

Nas diferentes regiões da Argentina, a água está disponível em várias fontes com quantidade e qualidade variáveis, o que condiciona, em algumas dessas regiões, o desenvolvimento de uma pecuária hidricamente eficiente.

Existem estreitas relações entre a qualidade da água e as atividades produtivas de uma fazenda. Portanto, deve-se considerar que a gestão da água e dos efluentes irá determinar o futuro do recurso em quantidade e qualidade.

Essa é uma questão indivisível, que deve ser considerada no todo, incorporando usos, práticas e educação, a fim de não restringir o uso do recurso e, assim, alcançar a sustentabilidade.

## REFERÊNCIAS

- ADAMS, R.S.; SHARPE, W.E. *Water intake and quality for cattle*. Pennsylvania State University: Department of Dairy and Animal Science, 2005. p. 1-8. (Report DAS, 95-8). Disponible en: <a href="ftp://s173-183-201-52.ab.hsia.telus.net/Inetpub/wwwroot/DairyWeb/Resources/USWebDocs/Water.pdf">ftp://s173-183-201-52.ab.hsia.telus.net/Inetpub/wwwroot/DairyWeb/Resources/USWebDocs/Water.pdf</a>. Consultado en: 19 ene. 2016.
- ADEMA, E.O. *Manejo integral de aguas para uso ganadero en el semiárido de La Pampa*. Anguil, La Pampa, Argentina: INTA Ediciones, 2015. (Boletín de Divulgación Técnica, 110).
- ANDRIULO, A. et al. Impacto de un sistema intensivo de producción de carne vacuna sobre algunas propiedades del suelo y del agua. *Revista de Investigaciones Agropecuarias*, v. 32, n. 3, p. 27-56, 2003.
- ARGENTINA. Ministerio del Salud. *Código Alimentario Argentino (CAA)*. Cap. XII: Bebidas hídricas, agua y agua gasificada. Buenos Aires, Argentina: ANMAT, 2007. Disponible en: <a href="http://www.msal.gob.ar/argentina-saludable/pdf/CAPITULO\_XII.pdf">http://www.msal.gob.ar/argentina-saludable/pdf/CAPITULO\_XII.pdf</a>. Consultado en: 19 ene. 2016.
- AUGE, M. Deterioro de acuíferos por sobreexplotación y contaminación. En: CONGRESO INTERNACIONAL SOBRE AGUAS, 1, Buenos Aires, 1997. *Anales...* Buenos Aires, Argentina: Universidad de Buenos Aires, 1997. BAVERA, G.A. *Aguas y aguadas para el ganado.* 4. ed. Río Cuarto, Córdoba: Imberti-Bavera, 2011.
- BLARASIN, M.; CABRERA, A.; MATTEODA, E. (Comps.). *Aguas subterráneas de la Provincia de Córdoba.* 1. ed. Río Cuarto: UniRío Editora, 2014. E-Book. Disponible en: <a href="https://www.unrc.edu.ar/unrc/comunicacion/editorial/repositorio/978-987-688-091-6.pdf">https://www.unrc.edu.ar/unrc/comunicacion/editorial/repositorio/978-987-688-091-6.pdf</a>>. Consultado en: 19 ene. 2016.
- BRISBOIS, M.C. et al. Stream ecosystem health in rural mixed land-use watersheds. *Journal of Environmental Engineering and Science*, v. 7, n. 5, p. 439-452, 2008.
- BRUMM, M.C. Sources of manure: swine. In: HATFIED, J.L.; STEWARD, B.A. (Eds.). *Animal waste utilization*: effective use of manure as a soil resource. Ann Arbor, Michigan: Ann Arbor Press, 2002. p. 49-64.
- BURKHOLDER, J. et al. Impacts of waste from concentrated feeding operations on water quality. *Environmental Health Perspectives*, v. 115, n. 2, p. 308-312, 2007.
- CARBÓ, L.; FLORES, M.; HERRERO, M.A. Well site conditions associated with nitrate contamination in a multilayer semi-confined aquifer of Buenos Aires, Argentina. *Journal of EnvironmentalGeology*, v. 57, n. 7, p.1489-1500, 2009.
- CHARLÓN, V.; TAVERNA, M. Uso racional del agua. Revista Producir XXI, año 8, n. 93, p. 36-39, 1999.
- ERKSINE, R.J. et al. Pseudomonas mastitis: Difficulties in detection and elimination from contaminates wash-water systems. *Journal of the American Veterinary Association*, v, 191, n. 7, p. 811-815, 1987.
- ESTELLER, M.V.; DIAZ-DELGADO, C. Environmental effects of aquifer overexploitation: a case study in the highlands of Mexico. *Environmental Management*, v. 29, n. 2, p. 266-278, 2002.
- FAO Food and Agriculture Organization. *Livestock's Long Shadow*: environmental issues and options. Roma: FAO, 2006. Disponible en: <a href="ftp://ftp.fao.org/docrep/fao/010/a0701e/a0701e.pdf">ftp://ftp.fao.org/docrep/fao/010/a0701e/a0701e.pdf</a>. Consultado en: 19 ene. 2016.
- GALINDO G. et al. Water resources in the Salado river drainage basin, Buenos Aires, Argentina: chemical and microbiological characteristics. *International Journal of Water resources*, v. 29, n. 1, p. 81-91, 2004.
- GONZALEZ PEREYRA A.V. et al. Influence of water temperature and heat stress on drinking water intake in dairy cows. *Chilean Journal of Agricultural Research*, v. 70, n. 2, p. 328-336, 2010.
- HARTER, T. et al. Shallow groundwater quality on dairy farms with irrigated forage crops. *Journal of Contaminant Hydrology*, v. 55, n. 3-4, p. 287-315, 2002.
- HERRERO, M.A. El agua y su importancia en la producción ganadera. *Revista Geórgica*, v. 6, p. 67-87, 1998. \_\_\_\_\_\_. El agua en la producción animal. En: \_\_\_\_\_\_. *Bases para la producción animal*. Buenos Aires, Argentina: BMPress, 2007. p. 93-135.
- HERRERO, M.A.; GIL, S.B. Consideraciones ambientales de la intensificación ganadera (review). *Ecología Austral*, v. 18, n. 3, p. 273-289, 2008.
- HERRERO, M.A.; THIEL. I.M. Water contamination from rural production systems. En: DONOSO, M.C. (Ed.). *Water Interactions with Energy, Environment, Food, and Agriculture*. Oxford: UNESCO/ Eolss Publishers, 2002. p. 168-202.
- HERRERO, M.A.; TIERI, M.P. Manejo del agua en sistemas ganaderos. En: HERRERO, M.A. et al. (Eds.). *Produccion animal y medio ambiente*: conceptos, interacciones y gestión Buenos Aires, Argentina: BMPress, 2014. p. 35-63.
- Distribución de la calidad del agua subterránea en sistemas de producción agropecuarios bonaerenses: 2) Condiciones de manejo y grado de contaminación. *Revista Argentina de Producción Animal*, v. 20, n. 3-4, p. 237-247, 2000.

- Distribución de contaminantes naturales y antropogénicos en agua subterránea de tambos en la región pampeana. En: CONGRESO IBEROAMERICANO DE FÍSICA Y QUÍMICA AMBIENTAL, 5, 2008, Mar del Plata. *Proceedings...* Mar del Plata, 2008.

- IRAMAIN, M.S. et al. Pseudomonas aeruginosa en agua y leche cruda: estudios preliminares. *Revista INVET*, v. 7, n. 1, p. 133-138, 2005.
- JJEMBA, P. The potential impact of veterinary and human therapeutic agents in manure and biosolids on plants grown on arable land: a review. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, v. 93, n. 1-3, p. 267-278, 2002.
- JOBBAGY, E.G.; ACOSTA, A.M.; NOSETTO, M.D. Rendimiento hídrico en cuencas primarias bajo pastizales y plantaciones de pino de las sierras de Córdoba (Argentina). *Ecología Austral*, v. 23, n. 2, p. 87-96, 2013.
- JOBBAGY, E.G. et al. El desafío ecohidrológico de las transiciones entre sistemas leñosos y herbáceos en la llanura Chaco-Pampeana. *Ecología Austral*, v. 18, n. 3, p. 305-322, 2008.
- JOSIFOVICH, J.A. et al. *Areas forrajeras y de producción de carne en la Argentina*. Buenos Aires: EERA INTA Pergamino, 1982. (Informe Técnico, 169).
- MISAS RESTREPO, M.L. Calidad de agua en los hatos lecheros de Colombia. En: SEMINARIO INTERNACIONAL CALIDAD DE AGUA EN PREDIOS LECHEROS Y SU IMPACTO EN LA CADENA AGROINDUSTRIAL, 1, Montevideo, 1998. *Memorias...* Montevideo: FEPALE/ INIA/Universidad de la República, 1998.
- MOLINA, J. *Una nueva conquista del desierto*: incorporación de tierras marginales al proceso productivo argentino. Buenos Aires, Argentina: Ed. Emecé, 1980.
- MORSE, D. Environmental considerations of livestock producers. *Journal of Animal Science*, v. 73, n. 9, p. 2733-2740, 1995.
- MOYANO SALCEDO, A.; TIERI, M.P.; HERRERO, M.A. Huella hídrica en establecimientos lecheros de Buenos Aires, Argentina. En: ENCUENTRO ARGENTINO DE CICLO DE VIDA, 3; ENCUENTRO DE LA RED ARGENTINA DE HUELLA HÍDRICA, 2, 2015, Córdoba. *Anales...* Córdoba, Argentina: ENARCIV, 2015.
- NAS National Academy of Science. Nutrients and toxic substances in water for livestock and poultry. Washington: National Academy Press, 1974.
- NICHOLSON, F.; GROVES, S.; CHAMBERS, B. Pathogen survival during livestock storage and following land application. *Bioresource Technology*, v. 96, n. 2, p. 135-143, 2005.
- NOSETTI, L. et al. Cuantificación y caracterización de agua y efluentes en establecimientos lecheros, I. Demanda de agua y manejo de fluentes. *Investigación Veterinaria*, v. 4, n. 1, p. 37-43, 2002.
- POSTEL, S. Pillar of sand: can the irrigation miracle last? New York: W.W. Norton & Co., 1999.
- REINHEIMER, J.A.; DEMKOW, M.R.; CALABRESE, L.A. Characteristics of psychrotrophic microflora of bulk-collected raw milk from the Santa Fe Area, Argentina. *Australian Journal of Dairy Technology*, v. 45, n. 2, p. 41-46, 1990.
- WILLERS, H.C.; KARAMALIS, X.N.; SCHULTE, D.D. Potential closed water systems on dairy farms. *Water, Science and Technology*, v. 39, n. 5, p. 113-119, 1999.

#### CAPÍTULO 3

# A experiência portuguesa no manejo hídrico das produções animais

## Luís Ferreira

Departamento de Ciências e Engenharia de Biossistemas, Instituto Superior de Agronomia, Universidadede Lisboa Iferreira@isa.ulisboa.pt

# 1. INTRODUÇÃO

A distribuição dos recursos de água doce é uma preocupação crescente e poderá tornar-se um grande conflito entre nações, regiões, indústria, agricultura, pecuária e famílias. A produção de alimentos, atualmente, é de longe o maior utilizador de recursos de água doce, com 70%, em comparação com apenas 10% para uso doméstico e 10% para a indústria (MOLDEN, 2007).

O conceito de recursos hídricos pode ser complementado adicionalmente quando se trata de necessidades de água na agricultura e na estabulação de animais. Os termos de fluxos e de recursos "água azul" e "água verde" foram introduzidos por Falkenmark (1995). O primeiro refere-se à água em estado líquido encontrada em aquíferos, rios, lagos, represas e zonas úmidas; o segundo, à chuva que se infiltrou na zona de raiz do solo, também conhecida como umidade do solo (DEUTSCH et al., 2010).O fluxo de água verde consiste no componente evaporação e transpiração, muitas vezes associado como evapotranspiração.

Todos os alimentos que comemos requerem um fluxo de água verde produzida pela transpiração das plantas (FALKENMARK; ROCKSTRÖM, 2004). Para a produção de alimentos de origem animal, a água verde é indiretamente ligada ao produto na forma de pastagem, forragem e grãos, que são consumidos pelos animais. Essa característica é considerada para multiplicar o consumo total de água dos produtos alimentares de origem animal e constitui a maior parte da água utilizada nessa produção (FAO, 2006).

Sem dúvida, a maior quantidade de água utilizada na produção animal é a da produção de alimentos – e que está em crescimento global (DEUTSCH et al., 2010). A pecuária

representa o maior uso do solo antropogênico do mundo, atividade na qual a maioria da terra e da água é dedicada à produção de alimentação animal (FAO, 2006).

A agricultura é também o setor econômico que usa a maior parcela dos recursos de água doce, com cerca de 70% dos recursos hídricos azuis de rios, lagos e águas subterrâneas – em conjunto com os recursos verdes, esse valor chega a 86% (CHAPAGAIN; HOEKSTRA, 2003; DEUTSCH et al., 2010).

A prioridade pelo cálculo dos recursos e dos fluxos hídricos azuis pode estar no fato de que eles são o único recurso hídrico considerado como um bem econômico e que pode ser controlado pela engenharia. Apesar de os recursos de água verde não serem devidamente reconhecidos nas avaliações convencionais de recursos hídricos e pela decisão política em matéria de água, Falkenmark e Rockström (2004) destacam que outros ramos da ciência (além da economia) reconhecem a importância e o cálculo dos fluxos de água verde.

A quantidade de água necessária para a produção de um determinado produto ou serviço industrial ou agrícola é definida como "água virtual" (ALLAN, 1993; 1994). Esta é simplesmente a água incorporada no produto, e não a água real (HOEKSTRA, 2003). O volume de água virtual varia de acordo com o setor e sua produção de produtos e de serviços. Hoekstra (2003) descreve ainda a água virtual a partir de duas abordagems: do ponto de vista da produção e do ponto de vista do consumo. A segunda abordagem identifica a quantidade específica de água que teria sido necessária para produzir determinado produto ou serviço no mesmo local em que é consumido (CHAPAGAIN; HOEKSTRA, 2003). Essa suposição é feita a partir do ponto de vista do consumidor e é importante quando se tenta estimar os benefícios ou os custos, por exemplo, da importação de um bem ou um serviço, em vez de produzi-lo localmente. O seu propósito é saber se o produto vai consumir mais água quando produzido em um local específico do que em outro local.

A produção animal necessita de grandes quantidades de água. Um quilo de grão utilizado na alimentação animal requer cerca de 1 mil a 2 mil kg de água, se o alimento for cultivado, por exemplo, na Holanda ou no Canadá. O mesmo grão irá, no entanto, exigir cerca de 3 mil a 5 mil kg de água, se cultivado em uma região árida, como o Egito ou Israel. Essa diferença de exigência de água terá um impacto sobre o consumo total de água para um produto específico, contando com o grão a partir de uma determinada região. Os produtos animais contêm em si entre 5 e 20 vezes mais água virtual por quilograma de produto do que os produtos vegetais (CHAPAGAIN; HOEKSTRA, 2003).

Reconhecendo a relevância e a oportunidade da discussão dessa matéria, quisemos, sobretudo, neste capítulo, salientar a importância da cadeia de valor da produção de alimentos de origem animal na utilização dos recursos hídricos e a relação do consumo de água na produção animal com a cadeia produtiva de alimentos e rações. Trata-se de um objeto de estudo estratégico e complexo, para o qual se produziu ainda muito pouco, internacionalmente, em termos de políticas e de instrumentos de gestão sobre recursos hídricos. Assim, este capítulo vai centrar-se, sobretudo, na utilização da água pela produção animal em Portugal.

## 1.1. A produção animal portuguesa: breve caracterização

A pecuária intensiva caracteriza-se por uma concentração dos efetivos e pela especialização dos métodos aplicados na criação de raças pecuárias, visando à obtenção de animais para abate ou de produções associadas, como é o caso do leite e dos ovos. O desenvolvimento da pecuária intensiva, verificado ao longo do século XX, enfraqueceu a relação de complementaridade entre as produções agrícolas e a pecuária, autonomizando esta última atividade. Essa situação é mais notória nos setores da suinocultura e da avicultura, nos quais

se verifica que grande parte do efetivo se encontra distribuído em explorações de grande dimensão, dedicadas exclusivamente a um determinado tipo de produção. Uma vez que as necessidades nutricionais dos animais ruminantes obrigam à ingestão de uma elevada concentração de fibra vegetal, parte considerável da alimentação fornecida aos bovinos é normalmente produzida na própria exploração. Apesar dessa maior interdependência entre produções animal e agrícola, a crescente especialização dos métodos empregados na criação das vacas leiteiras faz com que as explorações leiteiras apresentem características típicas da pecuária intensiva. Por essas razões, na caracterização do setor da pecuária intensiva portuguesa, optou-se por considerar os seguintes grupos: suínos, galináceos (frangos de carne e galinhas poedeiras) e bovinos leiteiros.

Os suínos e os galináceos encontram-se normalmente confinados em pavilhões fechados, dotados de sistemas de condicionamento ambiental. O sistema de exploração das vacas leiteiras tem sofrido uma evolução, verificando-se, atualmente, um claro predomínio do regime de estabulação livre em prejuízo da estabulação fixa.

Em Portugal, o complexo agroflorestal inclui o complexo agroalimentar (agricultura e indústrias alimentares, bebidas e tabaco) e o complexo florestal (silvicultura e as indústrias transformadoras de produtos florestais) e tem um peso importante na economia portuguesa, gerando aproximadamente 6% do PIB e 15% do emprego (GPP, 2011). A produção animal em Portugal, considerando os três principais setores de atividade – suinocultura, bovinocultura e avicultura –, representa 22% da produção agrícola nacional. Contudo dois dos componentes mais dinâmicas da produção animal – suínos e aves de capoeira – são fortemente subsidiários de consumos intermediários de bens (cereais, alimentos para animais e energia) majoritariamente importados; assim, na suinocultura e na avicultura, o custo com alimentação animal, dependente direta ou indiretamente de importações, ultrapassa 80% dos custos totais (GPP, 2011). Na Tabela 1, pode-se observar o número de explorações e o encabeçamento por região em Portugal para cada um desses setores pecuários, com a possibilidade de se observar a sua representatividade regional.

Verifica-se que a suinocultura está fundamentalmente estabelecida nas regiões de Lisboa e do Centro, apesar de as explorações de maior dimensão se localizarem no Alentejo e em Lisboa. Em relação ao setor da bovinocultura, este se divide, sobretudo, em: produção de carne e produção de leite. Considerando as explorações em regime intensivo de bovinos para produção de leite com cinco ou mais vacas de leite e os bovinos de engorda, resulta-se em um universo que representa 16% do efetivo total do país (MAOTDR, 2007), o que realça

Tabela 1. Número de animais e de explorações.

Região	Suínos		Bovi	nos	Aves		
	Explorações	Cabeças	Explorações	Cabeças	Explorações	Cabeças	
Norte	40.196	179.863	50.082	400.258	53	743.000	
Centro	58.963	546.467	30.185	208.586	566	2.825.000	
Lisboa	10.993	1.072.748	4.642	158.317	275	2.409.000	
Alentejo	7.355	466.228	4.806	392.268	9	90.000	
Algarve	4.174	67.558	902	12.008	3	26.000	
Açores	7.188	61.864	9.873	238.396	9	143.000	
Madeira	3.761	21.668	1.967	4.355	26	132.000	
Total	132.630	2.418.426	102.457	1.415.188	941	6.369.000	

Fonte: Adaptado de Monteiro, Mantha e Rouboa (2011).

a importância do efetivo animal que se encontra em regime extensivo ou semiextensivo. A pecuária avícola está essencialmente dividida na produção de frango, galinhas poedeiras, galinhas reprodutoras e perus, com explorações localizadas, sobretudo, nas regiões de Lisboa e no Centro.

## 1.2. Instrumentos legais e regulatórios nacionais e comunitários (UE)

Existe em Portugal um conjunto de regulamentos e de enquadramentos legais em âmbito nacional e europeu (UE), que determina e condiciona a adaptação da atividade pecuária aos requisitos ambientais, abrangendo aspectos como a utilização do domínio hídrico e o uso da água nas explorações, sobretudo na gestão dos efluentes pecuários.

Como forma de harmonizar toda a legislação aplicável ao setor pecuário (produção pecuária, para qualquer dos fins que é realizada em Portugal) e, em particular, a que de alguma forma está associada à gestão de efluentes pecuários, foi reforçado, por meio do Decreto-lei nº 81, de 14 de junho de 2013, o novo regime do exercício da atividade pecuária (NREAP) nas explorações pecuárias, entrepostos e centros de agrupamento (PORTUGAL, 2013a). Com esse diploma legal, além de ficar garantido o respeito pelas normas de bemestar animal, a defesa higiênico-sanitária dos efetivos, a salvaguarda da saúde, a segurança de pessoas e de bens, a qualidade ambiental e o ordenamento do território, fica também estabelecido o regime aplicável às atividades de gestão dos efluentes pecuários, por valorização ou eliminação, em um quadro de sustentabilidade e de responsabilidade social dos produtores pecuários.

Contudo, o quadro legal começou logo a alterar-se em 1997, com a transposição da Diretiva Nitratos 91/676/CEE, para a ordem jurídica portuguesa, com o Decreto-lei nº 235, de 3 de setembro de 1997, depois alterado pelo Decreto-lei nº 68, de 11 de março de 1999. Com esse diploma, os efluentes pecuários produzidos em zonas vulneráveis definidas passaram a ficar sujeitos a normas de armazenamento, bem como de aplicação ao solo, que não poderia exceder os 170 kg de N/ha.ano<sup>-1</sup>. A principal consequência dessa normativa foi a necessidade de se criar, pela primeira vez, um código de boas práticas agrícolas (ainda em vigor). Outro importante instrumento legal que condicionou o setor pecuário, com implicações na gestão de efluentes, foi a Diretiva Prevenção e Controlo Integrado de Poluição (PCIP) 96/61/CE, do Conselho de 24 de Setembro (Decreto-lei nº 194, de 21 de agosto de 2000), revogada, atualmente, pela Diretiva 2010/75/EU em emissões industriais (Decreto-lei nº 127/2013), que abrange o secor da suinocultura, nomeadamente as instalações com capacidade para mais de: 2 mil lugares de porcos de produção com mais de 30 kg ou 750 porcas reprodutoras e o setor da avicultura para as instalações com mais de 40 mil aves (PORTUGAL, 2013b). Essa Diretiva veio introduzir o instrumento de política ambiental - "licença ambiental" - sem a qual essas instalações não podem operar. No âmbito desse quadro normativo, o Centro Europeu PCIP (do Centro de Pesquisa Conjunta da Comissão Europeia - JRC) publica o documento de referência sobre as melhores técnicas disponíveis (MTD) para esses dois setores pecuários. A necessidade desses documentos decorre do Artigo 2º da Diretiva PCIP, que obriga o licenciamento ambiental em condições baseadas nas MTD. O Artigo 17 da Diretiva requer ainda que a Comissão Europeia organize um sistema de troca de informação entre os diversos estados-membros e as indústrias, de modo a definir as MTD, a monitorização dos parâmetros ambientais e a evolução de cada uma das técnicas. São consideradas MTD as práticas (que incluem procedimentos e tecnologias/equipamentos) mais eficazes em termos ambientais que evitem ou reduzam as emissões e o impacto no ambiente da atividade, que possam ser aplicadas em condições técnica e economicamente viáveis, com a inclusão de técnicas dirigidas ao uso eficiente da água nas explorações (APA, 2016).

Outro enquadramento legal da maior relevância, que estabelece as bases e o quadro institucional para a gestão sustentável das águas, é a Lei da Água nº 58, de 29 de dezembro de 2005, que veio impor, ao setor pecuário em geral e às instalações de suinocultura em particular, os limites de descarga de águas residuais em receptores naturais, regulando a utilização do domínio hídrico (PORTUGAL, 2005). Em alternativa ao tratamento dos efluentes pecuários, os operadores poderão valorizá-los na agricultura. Para isso, os operadores terão que respeitar os períodos definidos em cada região para o seu armazenamento. Todavia os chorumes são classificados no âmbito do Regulamento (CE) nº 1.774, de 3 de outubro de 2002, que foi revogado pelo Regulamento (CE) nº 1.069, de 21 de outubro de 2009, que estabelece regras sanitárias relativas aos subprodutos animais não destinados ao consumo humano (PARLAMENTO EUROPEU; CONSELHO DA UNIÃO EUROPEIA, 2009), como materiais de categoria 2. Isso significa que os chorumes poderão ser espalhados no solo se as autoridades competentes considerarem que estes não apresentem um risco de propagação de uma doença transmissível grave. Caso contrário, terão que ser sujeitos a tratamento conforme previsto no regulamento (em instalação de biogás ou de compostagem, podendo, em caso de necessidade, essa unidade de biogás possuir uma instalação de pasteurização).

# 2. O USO DA ÁGUA NA PRODUÇÃO ANIMAL EM PORTUGAL

Cada um dos três principais setores de atividade – suinocultura, bovinocultura e avicultura – tem características muito particulares em relação aos seus sistemas produtivos, com a utilização de água feita de maneira muito diferente e com diferentes níveis de intensidade e de impacto no ambiente. Este trabalho centrou-se essencialmente na descrição da realidade do uso da água nos sistemas produtivos intensivos para cada um dos três setores de pecuária, caracterizando as principais funções consumidoras de água.

#### 2.1. Avicultura

A produção de aves em Portugal é constituída fundamentalmente pela produção de frangos e ovos, representando mais do que 95% de todo o efetivo avícola nacional (CUNHA SOARES, 1999).

Analisando a realidade das explorações de produção de frangos de engorda, verifica-se que o abastecimento de água é quase sempre realizado por meio de captações próprias, podendo ocorrer casos em que o abastecimento pode ter origem pública. Quanto às funções do consumo hídrico nesse tipo de explorações, elas são essencialmente para o abeberamento dos animais (98% do total), e o restante da água é consumido em usos domésticos, podendo também ser utilizado em lavagens de pavilhões. Essa situação utiliza uma quantidade muito reduzida e só ocorre no final de cada produção, após a saída do bando, depois de retirada a cama, e sempre em alta pressão. A situação mais comum é realizar a limpeza e a desinfecção dos pavilhões a seco.

Em relação à realidade da drenagem de águas residuais, a situação mais comum é a condução dessas águas para fossas sépticas, que podem estar dotadas de poços de absorção, ou para fossas sépticas estanques, e posteriormente conduzidas a uma estação de tratamento de águas residuais (ETAR). No que se refere a lavagens e desinfecção de pavilhões, no caso de ocorrer essa operação, as águas de lavagem são armazenadas em fossas estanques durante longos períodos e, posteriormente, utilizadas como fertilizante em terrenos agrícolas.

A situação descrita para as unidades produtoras de frangos é muito semelhante ao que ocorre nas explorações de produção de ovos. Nestas últimas, vale ainda destacar a utilização de água em sistemas de refrigeração do ar de pavilhões (com reposição de água

em circuito fechado) e na lavagem da casa dos ovos (efetuada por norma uma vez por ano e com um volume pouco relevante), cujas águas residuais são armazenadas em fossas sépticas estanques e, posteriormente, utilizadas como fertilizante em terrenos agrícolas ou recolhidas para tratamento.

Quanto às águas pluviais, a situação mais comum é infiltrarem-se no solo; mas existem casos de explorações que têm capacidade de armazenamento e utilizam parte delas para lavagens de bandejas de alimentação e viaturas, por exemplo.

Pode-se assim dizer que nessas explorações a utilização de água provoca um impacto ambiental negativo muito pouco significativo.

### 2.2. Bovinocultura

É no subsetor da bovinocultura leiteira, nomeadamente em sistemas intensivos, com estabulação permanente ou parcial, em que se colocam as maiores pressões no ambiente em matéria de recursos hídricos e se verificam os maiores consumos de água (LEITÃO et al., 2001). Daí que se torna de elevada relevância discutir as práticas de manejo associadas à utilização de água nessas unidades produtivas.

Essa atividade pecuária (explorações intensivas com mais de cinco cabeças normais (CN) – um bovino com mais de 24 meses de idade equivale a 1 CN; um bovino entre 6 e 24 meses de idade equivale a 0,6 CN; um bovino até seis meses de idade equivale a 0,2 CN), como foi referido anteriormente, está regulamentada pelo regime do exercício da atividade pecuária (REAP), pelo qual desde logo são promovidos os registros de consumos de água e produção de efluentes, com obrigatoriedade dos registros da origem da água e respectivos caudais, além de um plano de gestão dos efluentes pecuários. Nesse contexto, é ainda solicitada a instrução do pedido de título de utilização dos recursos hídricos, no qual é indicada a utilização de recursos hídricos em matéria de ocupação ou a rejeição de águas residuais no domínio hídrico.

Nesses sistemas produtivos, coloca-se ainda a questão da gestão das águas pluviais. Nessa medida, as explorações abrangidas pelo REAP estão obrigadas a efetuar a drenagem em rede própria dessas águas, evitando a sua mistura com os chorumes e outros efluentes pecuários.

Verifica-se que o abastecimento de água às explorações é efetuado, sobretudo, por meio de captações próprias subterrâneas, quase sempre com furos, apesar de que, em explorações de menor dimensão, ainda se encontrem poços (LEITÃO et al., 2001). As típicas utilizações de água por funções podem descrever-se como: o abeberamento dos animais, lavagens de instalações, usos similares a urbanos, usos externos nos quais se incluem a rega, a lavagem de veículos etc., e o arrefecimento (dependendo da região).

Não há conhecimento de estudos específicos, na realidade portuguesa, sobre o consumo e as tipologias da utilização de água em explorações de bovinos leiteiros que possam constituir referências nacionais e até, por exemplo, relacionados com índices de conforto térmico (como o Índice Temperatura e Umidade - ITU). Em relação à água para abeberamento de uma forma geral, considera-se que o acesso permanente à água deve ser obrigatório, mas não são contabilizados por sistema os seus desperdícios ou as ineficiências dessa função. No que diz respeito à água consumida em operações de lavagem, estas compreendem a lavagem de estábulos e da sala de ordenha. Valores indicativos de consumo de água na lavagem de salas de ordenha de 14-22 L/animal.dia¹ e 27-45 L/animal.dia¹ foram relatados por Leitão et al. (2001), utilizando, respectivamente, dispositivos com e sem pressão. Em explorações modernas, comportando sistemas de ordenha do tipo "carrossel", é possível verificar que, no consumo total de água, a função abeberamento pode representar

cerca de 30%, as lavagens, cerca de 60%, e o restante, 10%, associado aos usos similares a urbanos e usos externos (RIBEIRO; ALMEIDA, 2005).

As águas residuais dessas explorações são essencialmente constituídas por: "águas verdes", que são provenientes da lavagem das áreas de espera, do pavimento e das paredes da sala de ordenha, podendo conter pequenas quantidades de dejetos e vestígios de produtos de limpeza; por "águas brancas", que são provenientes da lavagem da instalação de ordenha e do tanque de refrigeração do leite, e que possuem vestígios de leite e de soluções de limpeza, nomeadamente detergentes e desinfetantes; por "águas domésticas". A mistura das "águas verdes" e das "águas brancas" com dejetos sólidos e líquidos, contendo, por vezes, restos de rações, de palhas ou de fenos, podendo apresentar um maior ou menor grau de diluição e incluir as escorrências provenientes das nitreiras, é designada por chorume.

Atendendo às suas diferentes características, a gestão dessas águas residuais é praticada de forma diferenciada. De uma maneira geral, as "águas domésticas" são enviadas para fossas sépticas. Os chorumes constituem, assim, o principal efluente pecuário, mas que também carecem de procedimento próprio para a sua gestão. Esta necessita, por meio da aprovação da Direção Regional de Agricultura e Pescas (DRAP) territorialmente competente, de um plano de gestão de efluentes pecuários (PGEP), cuja validade máxima é de sete anos, após os quais sofre uma revisão. Entre outros elementos, o PGEP terá que fornecer a descrição dos processos e das estruturas de recolha, redução, armazenamento, transporte, tratamento e transformação ou eliminação dos efluentes pecuários. Todas essas funções têm um quadro regulatório e normativo que suporta a implementação das respectivas operações. Destaca-se o Código das Boas Práticas Agrícolas (CBPA) para a proteção da água contra a poluição com nitratos de origem agrícola (MADRP, 1997), que é a referência indicada pelo REAP relativa à produção de chorume diário de um animal estabulado (1 CN), cerca de 55 L/dia, e ainda a obrigatoriedade de as explorações possuírem uma capacidade mínima de armazenamento dos efluentes pecuários equivalentes à produção média de três meses.

Dependendo do contexto de cada exploração, a gestão dos chorumes, na maior parte das situações em Portugal, poderá passar pela aplicação de processos de separação mecânica de sólidos, antes do seu armazenamento em lagoas ou fossas, para posterior utilização agronômica.

### 2.3. Suinocultura

A suinocultura é talvez dos três setores pecuários o mais estudado em Portugal na perspectiva do manejo hídrico nos sistemas produtivos. Isso se deve ao fato de ser um setor, a partir do ano de 2000, abrangido pela Diretiva PCIP. Por consequência, grande parte da produção suinícola ficou também sujeita ao procedimento do licenciamento ambiental, que veio mais tarde a ser integrado com o procedimento de licenciamento ou autorização de instalações abrangido pelo REAP.

No âmbito da aplicação do REAP para as explorações de suinocultura, considera-se: 0,05 CN, um bácoro (de 7 kg a 20 kg Peso Vivo); 0,15 CN, um porco em acabamento (de 20 kg a 110 kg pv); 0,35 CN, uma porca reprodutora (gestação ou lactação). Assim, nesse enquadramento, são também desde logo promovidos os registros de consumos de água e de produção de efluentes, com obrigatoriedade dos registros da origem da água e respectivos caudais, além de um plano de gestão dos efluentes pecuários. É ainda solicitada aos produtores a instrução do pedido de título de utilização dos recursos hídricos, indicando a utilização destes e a rejeição de águas residuais no domínio hídrico. À semelhança do que se sucede para as explorações de bovinocultura abrangidas pelo REAP, na gestão das águas

pluviais é obrigatório efetuar a sua drenagem em rede própria, evitando a sua mistura com os chorumes e outros efluentes pecuários.

O abastecimento de água às explorações é efetuado, sobretudo, a partir de furos próprios. A qualidade da água é, contudo, semelhante à fornecida para consumo humano. A esse propósito, convém referir que o consumo de água é influenciado na atividade de produção por diversos fatores, com destaque para:

- Fisiologia do animal (fase fisiológica de produção, peso, genética): com o aumento de peso do animal, verifica-se, de um modo geral, que o consumo de água e a quantidade de chorume produzida aumentam, diminuindo, no entanto, a quantidade de matéria sólida presente (EC, 2015);
- Condições e tecnologia de abeberamento e de alimentação: a quantidade de água desperdiçada e a quantidade de chorumes são influenciadas pela pressão da água, pelos diversos tipos de abeberamento e pelo tipo de comedouro (FERREIRA et al., 2006; EC, 2015;). Uma dieta contendo excesso de proteína resulta em um aumento da utilização de água pelos animais (SHAW et al., 2003);
- Construção e práticas de higiene: de acordo com a exploração considerada, a água de lavagem constitui uma parte significativa da água consumida em um ciclo de produção (FERREIRA et al., 2006). Apesar de ser reconhecida a influência do tipo de piso e de grelha utilizados, é difícil estabelecer uma relação com consumos de água (EC, 2015);
- Condições ambientais de salas e pavilhões: entre outros, a temperatura, a umidade relativa e a taxa de renovação de ar por meio da ventilação influenciam o consumo de água pelos animais.

A produção suinícola intensiva comporta diferentes sistemas produtivos, essencialmente unidades de produção de leitões, unidades de crescimento e acabamento (vulgo engordas) e unidades de ciclo fechado. Julgou-se adequado descrever a realidade das explorações de ciclo fechado (situação mais complexa), podendo considerar o restante dos sistemas produtivos como casos particulares.

A Figura 1 ilustra as típicas utilizações de água por funções em uma exploração suinícola de ciclo fechado e as que dão origem à produção de chorumes. De acordo com a definição da Portaria nº 631, de 9 de junho de 2009, os chorumes são a mistura de fezes e urinas dos animais, bem como de águas de lavagem ou outras, contendo, por vezes, desperdícios da alimentação animal ou de camas e as escorrências provenientes das nitreiras e silos (PORTUGAL, 2009).

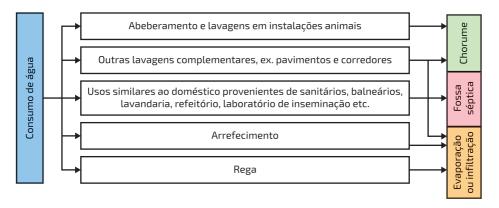


Figura 1. Típicas utilizações de água por funções em uma exploração suinícola de ciclo fechado. Fonte: Ferreira et al. (2007).

Verifica-se que existem outras utilizações de água, além da água disponibilizada e diretamente utilizada pelos vários tipos de animais em cada estádio de produção. Assim, pode-se entender que, do consumo total de água, são produzidas águas residuais, cuja fração mais significativa dá origem à produção de chorumes, e outra associada a outras utilizações, que é desviada para fossas sépticas que se infiltra nos terrenos e/ou se evapora. Acresce que cada um desses outros tipos de utilização de água pode variar o seu padrão de consumo entre as explorações.

Ferreira et al. (2004) observaram que os consumos com essas outras utilizações podem ser muito significativos e que estão mais diretamente relacionados com a dimensão da exploração, com aspectos construtivos e sua integridade, com "layout" da exploração, com o número de trabalhadores, com a cultura da empresa e valores seguidos pelo pessoal, do que propriamente com aspectos relacionados aos ciclos produtivos.

Os chorumes de suinocultura – semelhantes aos chorumes de bovinos – são geridos de acordo com as normas prescritas pelo REAP, nomeadamente pela portaria Portaria nº 631, de 9 de junho de 2009, que estabelece as normas regulamentares para a gestão dos efluentes das atividades pecuárias (PORTUGAL, 2009).

No momento e de uma forma geral, a principal infraestrutura de gestão dos chorumes são os sistemas de lagoas, nos quais os produtores efetuam o seu armazenamento durante alguns meses, para, nas épocas convenientes, aplicarem o produto armazenado na agricultura. Em regiões com elevadas concentrações de animais, esse modo de gestão dos chorumes encontra limitações de capacidade de utilização dos nutrientes contidos nos chorumes. Por isso os produtores estão sentindo cada vez mais pressão para desenvolverem, na região em que se encontram, ou fora dela, soluções complementares.

No que diz respeito à razão produção de chorume/consumo de água em explorações suinícolas, foram encontrados valores de 0,49 a 0,56 em unidades de ciclo fechado e de 0,47 a 0,75 em unidades de crescimento e acabamento (FERREIRA et al., 2007).

# 3. A PROBLEMÁTICA DO MANEJO HÍDRICO NAS PRODUÇÕES ANIMAIS

A crescente concentração de explorações pecuárias intensivas, associada à progressiva dissociação das atividades de produção vegetal, tem sido responsável pela produção de grandes volumes de efluentes pecuários, que representam riscos significativos para o homem, o ambiente, as culturas e os animais. O manejo hídrico em uma unidade produtiva tem que compatibilizar a satisfação das necessidades de bem-estar animal, produtividade e custos de gestão dos efluentes pecuários/chorumes.

Associadas a um sistema de gestão de chorumes estão as seguintes funções operacionais, podendo variar muito o seu nível de desenvolvimento e complexidade, de exploração para exploração: 1- produção; 2- recolha; 3- armazenamento; 4- tratamento; 5- transferência; 6- utilização.

A todas essas funções estão associados custos de investimento e de exploração, nos quais o conteúdo de água nos chorumes é um componente significativo. A utilização eficiente da água é, à semelhança das outras indústrias, fundamental para o atual desenvolvimento da pecuária intensiva, pois o crescimento sustentável das indústrias pecuárias só poderá ser obtido pelo reconhecimento que a água é um recurso natural limitado. Realizar o benchmarking da utilização da água é um dos primeiros passos no desenvolvimento de técnicas de gestão da água. A identificação de funções operativas onde ocorre um significativo desperdício de água permite a quantificação do potencial de minimização de consumos e da produção de efluente (chorume, águas lavagem, águas sujas).

#### 4. ESTUDOS DE CASO

Apresentam-se dois estudos de caso associados ao manejo hídrico em suinoculturas e que permitiram aprofundar questões operacionais de um sistema de gestão de chorumes, com impacto direto nas funções "produção" e "armazenamento".

## Estudo 1: Função Produção

O trabalho desenvolvido teve como principal objetivo a avaliação do uso da água pelo setor suinícola e da consequente produção de chorume, visando à atualização dos valores de referência utilizados em Portugal. Pretendeu-se ainda estudar a influência de diferentes sistemas de alojamento e dispositivos de abeberamento/alimentação no consumo de água e na produção de chorume.

Foi realizado um estudo de campo envolvendo seis unidades de produção – duas de crescimento/acabamento e quatro de ciclo fechado – durante 18 meses. Ao longo desse período, foram monitorizados e comparados os consumos de água e produção de chorumes associados às diferentes fases fisiológicas de produção e observadas as diferenças entre as épocas de primavera-verão e outono-inverno (FERREIRA et al., 2006). Concluiu-se que os fatores que determinaram essas diferenças estavam diretamente relacionados com os diferentes sistemas de alimentação, abeberamento e estabulação.

Nas Tabelas 2 e 3, podem-se observar os resultados obtidos nesses estudos, respectivamente, para as porcas gestantes e porcos de engorda. Os resultados relativos às porcas gestantes indicam que, por uma diversidade de fatores, tais como as porcas disporem de um bebedouro individual (quando estão alojadas em baias), os equipamentos serem mais susceptíveis de avariar ou mesmo pelo menor desperdício associado a diferentes tipos de bebedouro, bem como por diferentes procedimentos de lavagem, existe um potencial de redução na produção de chorume de cerca de 50%. Outras explicações que poderão justificar essas diferenças estão relacionadas a fenômenos comportamentais e de socialização, que naturalmente se desenvolvem de forma diferente em uma situação de estabulação em grupo ou individual (BRUMM; GONYOU, 2001).

Dos resultados da produção de chorume entre os animais de engorda, pode-se verificar que os equipamentos de abeberamento, quando incorporados ao equipamento de alimentação, condicionam muito o desperdício de água, e, por consequência, a produção de chorumes pode ser reduzida em pelo menos 50%. Trabalhos anteriores descrevem que, com esse tipo de dispositivo de alimentação e abeberamento (comedouros que incluem bebedouros), podem ser minimizados os desperdícios de água e atingidas reduções na

Tabela 2. Consumo de água e produção de chorume em porcas gestantes (L animal¹dia¹).
--

Gestação  Equipamento de abeberamento			ulação: al – baias	Estabulação: grupo – parques	
		G1 <sup>(a)</sup>	G2 <sup>(b)</sup>	G3 <sup>(b)</sup>	G4 <sup>(c)</sup>
Consumo	Abeberamento	17,58	16,34	23,99	9,65
animal <sup>(1)</sup>	Lavagem	0,26	0,24	0,64	2,36
	Total	17,84	16,59	24,63	12,01
Produção de	chorume	10,90	9,18	11,51	5,3

<sup>&</sup>lt;sup>(1)</sup>Água ingerida, desperdício do animal e lavagem do ciclo de produção;

<sup>(</sup>a) Abeberamento por chupeta; (b) Abeberamento por nível constante em pia; (c) Abeberamento por concha. Fonte: Ferreira et al (2011).

Tabela 3. Consumo de água e de produção de chorume em porcos de engorda (L animal¹dia⁻¹).

Engorda Equipamento		incorpora	ento de abel do ao equip alimentação	amento de	Equipamento de abeberamento separado do equipamento de alimentação		
		E1 <sup>(a)</sup>	E2 <sup>(b)</sup>	E3 <sup>(b)</sup>	E4 <sup>(c)</sup>	E5 <sup>(c)</sup>	E6 <sup>(d)</sup>
Consumo	Abeberamento	6,88	5,40	5,97	13,52	19,51	6,14
animal <sup>(1)</sup>	Lavagem	0,47	0,29	1,31	0,5	0,16	2,76
	Total	7,35	5,69	7,28	14,02	19,67	8,90
Produção d	le chorume	3,71	2,70	5,38	8,98	11,80	6,64

<sup>&</sup>lt;sup>(1)</sup>Água ingerida, desperdício do animal e lavagem do ciclo de produção;

Fonte: Ferreira et al (2011).

produção de chorume de 50% (GADD, 1988) e de 20-30% (MATON; DAELEMANS, 1992), quando comparados com sistemas de bebedouro separado do comedouro.

## Estudo 2: Função Armazenamento

O objetivo deste trabalho foi demonstrar, em instalações suinícolas de maternidade e gestação, a importância da utilização de boas práticas de gestão de água, no valor dos chorumes como fertilizante, e a sua influência nos custos da sua gestão.

Este estudo de campo envolveu quatro unidades de produção em ciclo fechado (CF1 a CF4) durante um período de 18 meses, no qual foram monitorizados e comparados os consumos de água e de produção de chorumes associados às maternidades e gestações. Foram ainda efetuadas recolhas de amostras representativas do chorume produzido em cada sala, no final de cada ciclo, para caracterização físico-química (FERREIRA et al., 2011).

Na perspectiva de valorização agronômica dos chorumes, o custo do seu armazenamento (mínimo de 90 dias) pode ser expresso em relação à quantidade de nutrientes que essa função de gestão tem de assegurar no tempo de vida de uma exploração suinícola. Esse custo é uma função do grau de diluição dos chorumes e, por consequência, da concentração de nutrientes (FERREIRA et al., 2011).

As Tabelas 4 e 5 permitem perceber a influência da gestão da água e do manejo das instalações na quantidade e qualidade dos chorumes produzidos. Verifica-se que as diferenças de produção de chorume nas maternidades se devem, sobretudo, ao consumo de águas de lavagem, enquanto que, nas gestações, essa diferença se sente pelo tipo de bebedouro utilizado e pelo alojamento dos animais.

Esses resultados revelam o baixo teor de nitrogênio total nos chorumes das maternidades e indicam que será difícil obter chorumes produzidos em gestações com teores muito superiores a 3-4 g/L.

A Figura 2 ilustra a variação do valor fertilizante dos chorumes em função da sua quantidade de nitrogênio, o que possibilitou discutir essa variação de valores e compará-la com os valores médios do mercado de fertilizantes minerais à data (1,15  $\notin$  /kg de N em 2011). Verifica-se que só a partir dos 3 kg de N/m³ é que o custo da armazenagem representa menos do que 10% do valor do fertilizante mineral, uma vez que podemos considerar que os custos de aplicação de chorumes ao solo, por aspersão, aproximam-se dos custos de aplicação de fertilizante nas mesmas condições.

<sup>(</sup>a) Água misturada com a ração no comedouro; (b) Não ocorre mistura de água com ração no comedouro;

<sup>&</sup>lt;sup>(c)</sup>Abeberamento por chupeta; <sup>(d)</sup>Abeberamento por concha.

Tabela 4. Consumo de água e produção de chorume das reprodutoras (L animal¹dia¹).

			Maternidade <sup>(2)</sup>			Gestação			
		CF1	CF2	CF3	CF4	CF1 <sup>(a) (3)</sup>	CF2 <sup>(a) (4)</sup>	CF3 <sup>(b) (3)</sup>	CF4 <sup>(c) (3)</sup>
	Abeberamento	49,28	32,24	27,25	29,29	19,57	23,80	13,86	22,14
Consumo animal (1)	Lavagens	18,92	8,33	27,50	1,49	2,44	0,20	2,14	0,07
anımaı	Total	68,20	40,57	48,75	30,78	22,01	24,00	16,00	22,21
Produção	de chorume	57,70	24,14	46,09	25,56	12,00	13,98	6,97	10,95
Relação ch	norume/água	0,85	0,60	0,95	0,83	0,55	0,59	0,44	0,49

<sup>&</sup>lt;sup>(1)</sup>Água ingerida, desperdício do animal e lavagem do ciclo de produção;

Fonte: Ferreira et al (2011).

Tabela 5. Caracterização físico-química média do chorume.

D. A	Maternidade				Gestação			
Parâmetros	CF1	CF2	CF3	CF4	CF1 <sup>(a)</sup>	CF2	CF3	CF4
рН	6,80	6,91	7,11	7,48	7,38	7,81	7,39	7,70
Sólidos totais (g/L)	15,72	15,37	14,74	19,20	78,01	17,60	51,45	18,46
Sólidos voláteis (g/L)	10,75	11,10	10,45	11,59	51,34	12,27	37,75	10,30
Nitrogênio total (g/L)	1,18	1,11	1,56	1,60	3,54	2,04	3,74	1,79
Fósforo (g/L)	0,36	0,33	0,34	0,76	0,14	0,49	0,12	0,85
Cobre (mg/L)	3,13	2,13	2,60	2,51	12,45	3,03	6,22	2,38
Zinco (mg/L)	8,53	14,20	22,14	19,24	46,38	16,14	33,27	11,47

<sup>(</sup>a) Manejo das gestações em parque, com um desvio muito significativo no desperdício de ração. Fonte: Ferreira et al (2011).

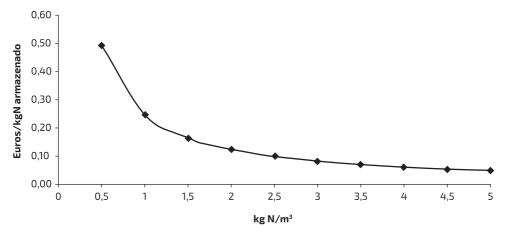


Figura 2. Variação do valor fertilizante dos chorumes em função da sua quantidade de nitrogênio. Fonte: Ferreira et al. (2011).

<sup>(2)</sup> Baias individuais com piso ripado integral e metálico;

<sup>(3)</sup> Baias individuais e parques com piso ripado parcial;(4) Baias individuais com piso ripado parcial;

<sup>(</sup>a) Abeberamento por tetina; (b) Abeberamento por nível constante em pia e tetina envolta em concha; (e) Abeberamento por nível constante em pia.

A principal conclusão deste trabalho foi que as técnicas disponíveis para o manejo de reprodutoras permitem minimizar em 40-50% o desperdício de água e a produção de chorumes. O uso desses chorumes como fertilizante pode atingir, em relação ao custo de armazenamento, valores que se situam aproximadamente entre 10-20% do valor de mercado do fertilizante. Considerando um tempo de armazenamento superior a 90 dias, esses custos poderão agravar-se.

Há, assim, necessidade de intensificar outros trabalhos de campo, visando apurar e desenvolver com os produtores melhores processos de minimização de consumos de água e de diluição de chorumes, para potenciar a sua utilização como fertilizante.

## 5. CONCLUSÕES: OS DESAFIOS HÍDRICOS PARA A PRODUÇÃO ANIMAL

Do ponto de vista da utilização dos recursos, a produção animal intensiva mistura, por razões operacionais, o ciclo da água com o ciclo dos alimentos, mediante a drenagem da excreta dos animais, com água de qualidade equiparada à potável. A água é um recurso estratégico nessa atividade que tendencialmente está sofrendo cada vez mais pressão. Possivelmente, no atual contexto mundial de alterações climáticas, dificilmente alguém se arriscará a prever o que será o cenário pela procura de água daqui a 50 anos, sobretudo em regiões com características edafoclimáticas de tipo mediterrânicas, como as de Portugal e de alguns países do sul da Europa.

No entanto, a estratégia de gestão/valorização dos chorumes, baseada na reciclagem de nutrientes na agricultura, está também associada aos respectivos desperdícios energéticos e de investimento nas funções – armazenamento, tratamento/valorização energética, transporte e distribuição – do sistema de gestão de chorumes, podendo, em casos extremos, colocar em questão a própria viabilidade econômica desse sistema.

Como se observou nos pontos anteriores, nas condições atuais de manejo hídrico, o potencial de redução da produção de chorumes é elevado, assim como os custos associados a uma gestão deficiente. Em algumas funções, esses custos podem ser mesmo proporcionais, como na armazenagem.

Pode-se afirmar que a produção de efluentes é, neste momento, uma das principais preocupações ambientais do setor pecuário por causa da multiplicidade de funções associadas à sua gestão, bem como pelos desafios impostos por diversas normas, em um quadro de sustentabilidade da atividade.

Atendendo ao potencial de emissões de poluentes para a água, ar e solo, assim como ao valor fertilizante associado aos chorumes, caberá a cada produtor, diante das suas circunstâncias, desenvolver o sistema mais conveniente de gestão de efluentes, atuando positivamente no sistema, se possível nas funções mais a montante.

#### REFERÊNCIAS

ALLAN, J.A. Fortunately there are substitutes for water otherwise our hydro-political futures would be impossible. In: OVERSEAS DEVELOPMENT ADMINISTRATION BY. *Priorities for water resources allocation and management*. London: ODA, 1993, p. 13-26.

\_\_\_\_\_. Overall perspectives on countries and regions. In: ROGERS, P.; LYDON, P. *Water in the arab world:* perspectives and prognoses. Cambridge, Massachusetts: Harvard University Press, 1994. p. 65-100.

APA - Agência Portuguesa do Ambiente. *Documentos de referência sobre MTD (BREF)*. [S.n.t.]. Disponível em: <a href="http://www.apambiente.pt/index.php?ref=17%subref=151%sub2ref=321">http://www.apambiente.pt/index.php?ref=17%subref=151%sub2ref=321</a>. Acesso em: 22 fev. 2016. BRUMM, M.C.; GONYOU, H. Effects of facility design on behaviour and feed and water intake. In: LEWIS, A.J.; SOUTHERN L.L. (Eds.). *Swine nutrition*. 2. ed. Boca Raton: CRC Press, 2001. p. 499-517.

- CHAPAGAIN, A.K.; HOEKSTRA, A.Y. *Virtual water flows between nations in relation to trade in livestock and livestock products.* Delft, Netherlands: Institute for Water Education, UNESCO-IHE, 2003. (Value of Water Research Report Series, 13).
- CUNHA SOARES, A.M. *Poultry production structure in Portugal*. Lisbon: Ministry of Agriculture/Rural Development and Fisheries/Veterinary Services/Animal Health Department/Division of Identification and Registration of Animal Production Units, 1999.
- DEUTSCH, L. et al. Water-mediated ecological consequences of intensification and expansion of livestock production. In: STEINFELD, H. et al (Eds.). *Livestock in a changing landscape*. Washington, DC: Island Press, 2010. p 97-111. 2v.
- EC European Commission. *Best available techniques (BAT) reference document for the intensive rearing of poultry and pigs.* European IPPC Bureau, aug. 2015.
- FALKENMARK, M. Land-water linkages: A synopsis. In: FOOD AND AGRICULTURE ORGANIZATION. Land and water integration and river basin management. Rome: FAO, 1995. (FAO Land and Water Bulletin, 15-16).
- FALKENMARK, M.; ROCKSTRÖM, J. Balancing water for humans and nature: the new approach in ecohydrology. London: Earthscan, 2004.
- FAO Food and Agriculture Organization. *Livestock's Long Shadow*: environmental issues and options. Roma: FAO, 2006. Disponível em: <a href="ftp://ftp.fao.org/docrep/fao/010/a0701e/a0701e.pdf">ftp://ftp.fao.org/docrep/fao/010/a0701e.pdf</a>. Acesso em: 22 jan. 2016
- FERREIRA, L. et al. Uso da água em explorações suinícolas intensivas, no contexto da directiva PCIP: implicações associadas à produção de chorumes. In: CONFERÊNCIA NACIONAL SOBRE A QUALIDADE DO AMBIENTE, 8, 2004, Lisboa. *Proceedings...* Lisboa, Portugal: Universidade Nova de Lisboa, 2004. v. 1, p. 349-350.
- \_\_\_\_\_\_. Determinação das emissões (para o ar e para a água) no setor da suinicultura no contexto nacional. ADISA, dez. 2006. (Relatório Final). Disponível em: <a href="http://www.apambiente.pt/\_zdata/Instrumentos/PRTR/Relatorio%20Unico/Formulario%20PRTR/IA\_Relatrio%20final\_2006\_final\_V1.pdf">http://www.apambiente.pt/\_zdata/Instrumentos/PRTR/Relatorio%20Unico/Formulario%20PRTR/IA\_Relatrio%20final\_2006\_final\_V1.pdf</a>. Acesso em: 22 jan. 2016.
- Boas práticas de maneio da água em suinicultura, como factor condicionante para uma gestão correcta e uso dos chorumes como fertilizante: um exemplo com maternidades e gestações. In: CONGRESSO IBÉRICO DE AGRO-ENGENHARIA, 6, 2011, Évora. *Atas...* Évora: Universidade de Évora, 2011.
- GADD, J. Mix at trough feeding, a quiet revolution. Pigs, v. 4, n. 1, p. 26-27, 1988.
- GPP Gabinete Planeamento e Políticas. *A agricultura na economia portuguesa*: envolvente, importância e evolução recente-2010. Lisboa: Ministério da Agricultura, Mar Ambiente e Ordenamento do Território, 2011.
- HOEKSTRA, A.Y. (Ed.). *Virtual water trade: proceedings of the international expert meeting on virtual water trade.*Delft, Netherlands: UNESCO-IHE, 2003. (Value of Water Research Report Series, 12). Disponível em: <a href="http://www.waterfootprint.org/Reports/Report12.pdf">http://www.waterfootprint.org/Reports/Report12.pdf</a>>. Acesso em: 22 jan. 2016.
- LEITÃO, L. et al. Estudo de caracterização do impacte ambiental da produção intensiva de leite nas regiões da Beira Litoral e Entre Douro e Minho. Coimbra: Escola Superior Agrária de Coimbra, 2001.
- MADRP Ministério da Agricultura do Desenvolvimento Rural e das Pesca. Código das boas práticas agrícolas para a protecção da água contra a poluição com nitratos de origem agrícola. Lisboa: Ministério da Agricultura do Desenvolvimento Rural e das Pesca, 1997.
- MAOTDR Ministério do Ambiente do Ordenamento do Território e do Desenvolvimento Regional. *Estratégia nacional para os efluentes agro-pecuários e agro-industriais*. Lisboa: Ministério do Ambiente do Ordenamento do Território e do Desenvolvimento Regional, 2007.
- MATON, A.; DAELEMANS, J. Third comparative study viz. the circular wet-feeder versus the dry-feed hopper for ad libitum feeding and general conclusions concerning wet feeding versus dry feeding of finishing pigs. *Rev. l'Agric.*, v. 45, n. 3, p. 532, 1992.
- MOLDEN, D. (Ed.). *Water for food, water for life*: a comprehensive assessment of water management in agriculture. London: Earthscan, 2007.
- MONTEIRO, E.; MANTHA, V.; ROUBOA, A. Prospective application of farm cattle manure for bioenergy production in Portugal. *Renewable Energy*, v. 36, n. 2, p. 627-631, 2011.
- PARLAMENTO EUROPEU; CONSELHO DA UNIÃO EUROPEIA. Regulamento da Comissão (CE) nº 1.069, de 21 de outubro 2009. Define regras sanitárias relativas a subprodutos animais e produtos derivados não destinados ao consumo humano e que revoga o Regulamento (CE) n.º 1774/2002 (regulamento relativo aos subprodutos animais). *Jornal Oficial da União Europeia*, 14 nov. 2009, p. L300/1-300/33.

- PORTUGAL. Instituto Nacional de Estatística. Recenseamento geral da agricultura. Lisboa: INE, 2001.
- Lei nº 58, de 29 de dezembro de 2005. Aprova a Lei da Água, transpondo para a ordem jurídica nacional a Directiva n.º 2000/60/CE, do Parlamento Europeu e do Conselho, de 23 de Outubro, e estabelecendo as bases e o quadro institucional para a gestão sustentável das águas. *Diário da República*, 29 dez. 2005, 1ª série, nº 249, p. 7280-7310.
- Portaria nº 631, de 9 de junho de 2009. Estabelece as normas regulamentares a que obedece a gestão dos efluentes das actividades pecuárias e as normas regulamentares relativas ao armazenamento, transporte e valorização de outros fertilizantes orgânicos *Diário da República*, 9 jun. 2009, 1ª série, nº 111, p. 3580-3594.
- Decreto-lei nº 81, de 14 de junho de 2013. Aprova o novo regime de exercício da atividade pecuária e altera os Decretos-Leis nº 202/2004, de 18 de agosto, e nº 142/2006, de 27 de julho. *Diário da República*, 14 jun 2013a, 1ª série, nº 0113, p. 3304-3329.
- Decreto-lei nº 127, de 30 de agosto de 2013. Estabelece o Regime de Emissões Industriais aplicável à Prevenção e ao Controlo Integrados da Poluição, bem como as regras destinadas a evitar e ou reduzir as emissões para o ar, a água e o solo e a produção de resíduos, transpondo a Diretiva n.º 2010/75/UE, do Parlamento Europeu e do Conselho, de 24 de novembro de 2010, relativa às emissões industriais (Prevenção e Controlo Integrados da Poluição). *Diário da República*, 30 ago. 2013b, 1ª série, nº 0167, p. 5324-5389.
- RIBEIRO, R.; ALMEIDA, M.C. Apoio à implementação do programa nacional para o uso eficiente da água: manual conservação da água no sector pecuário. Lisboa: LNEC, 2005.
- SHAW, M.I. et al. Alters water use by diet manipulation. Saskatoon: Prairie Swine Centre, 2003.

#### CAPÍTULO 4

# A experiência neozelandesa no manejo hídrico das produções animais

Ronaldo Vibart, Estelle Dominati, Alec Mackay

AgResearch, Grasslands Research Centre, Palmerston North, New Zealand ronaldo.vibart@agresearch.co.nz

# 1. INTRODUÇÃO

A água doce é um recurso essencial para a economia da Nova Zelândia, pois, além dos setores de turismo, recreação, geração de energia e identidade cultural, ela é vital para o setor primário. A Nova Zelândia é o único entre os países desenvolvidos onde quase três quartos das suas receitas de exportação são gerados pelas indústrias primárias da agricultura, horticultura, viticultura, silvicultura e pesca. É também o 12º maior exportador agrícola do mundo, tendo a produção de animais a pasto um componente fundamental dessa base, o segundo maior exportador de lã e o maior exportador mundial de produtos lácteos e de carne ovina(NEW ZEALAND, 2015b). No período 2013-2014, somente o setor lácteo respondeu por um terço do valor total das exportações (NEW ZEALAND, 2014). Nos últimos anos, o crescimento econômico e das exportações da Nova Zelândia tem sido maior do que a maioria dos países da Organização para a Cooperação e Desenvolvimento Econômico (OCDE, 2015) - fato que tende a continuar. A atual meta de exportação do governo neozelandês é dobrar as exportações primárias em termos reais de NZ\$ 32 bilhões de dólares neozelandeses (junho de 2012) para NZ\$ 64 bilhões em 2025 (NEW ZEALAND, 2015a). Cada vez mais os recursos hídricos, que são finitos, irão desempenhar um papel fundamental na consecução desses objetivos.

A escala e a intensificação da pecuária na Nova Zelândia, particularmente a de bovinos de leite, têm sido um fator de pressão sobre os nossos recursos. A quantidade e a qualidade da água doce que drena a paisagem do país são tema de crescente preocupação e debate na sociedade. A preocupação quanto aos efeitos ambientais do enriquecimento dos corpos d'água por poluição difusa tende a se intensificar (PARLIAMENTARY COMMISSIONER FOR THE ENVIRONMENT, 2015). Como grande parte das áreas do país é de montanha

ou nativas – compreendendo 43% da superfície –, a qualidade das águas dos rios, lagos e zonas úmidas dessas áreas apresentam elevado padrão por estarem praticamente intocadas. As demais áreas são ocupadas por florestas plantadas (5%) e por pastagem e agricultura (52%). Já as planícies são quase desprovidas de vegetação nativa (ELLIOTT et al., 2005; MACKAY, 2008). Além disso, o país tem 425 mil km de rios e 4 mil lagos com superfície maior do que 1 ha (NEW ZEALAND, 2007).

O tipo de uso da terra, os solos e a topografia desempenham papel crítico na determinação dos impactos ao ambiente e aos seus recursos, como o ar e a água. Com demandas crescentes, , a avaliação do uso da terra deve ir além da avaliação de aptidão para uso agrícola e considerar todas as outras funções, incluindo a capacidade de filtragem e a regulação das águas e seus fluxos, que são determinados pela combinação do tipo de solo, do clima, do uso da terra, das práticas de manejo e dos ambientes do entorno. Para fornecer resultados de melhoria da qualidade da água, os gestores dos recursos hídricos precisam monitorar o desempenho da combinação entre o tipo de solo, o uso e a intensidade de manejo da terra.

Na última década, a expansão do setor lácteo ocorreu, ao menos parcialmente, sobre áreas com limitações, como baixa capacidade de retenção hídrica (resultando em perdas elevadas de nutrientes) e/ou pobre integridade estrutural (resultando em aumento da compactação do solo e do escoamento superficial). Para remediar essas limitações, os manejos e as tecnologias tornaram-se parte integrante dos sistemas de produção, como a irrigação para suprir a baixa capacidade de retenção de água e área de amortecimento para conservar a estrutura física e reduzir as perdas de nutrientes. A irrigação é, geralmente, utilizada para aumentar a produção e reduzir o risco de déficit hídrico no verão, aumentando a resiliência da propriedade rural. Entretanto, a intensificação do uso da terra – no caso, da produção leiteira – em áreas com menor aptidão aumentaram o risco e a pressão de haver maiores pegadas ambientais, especialmente quanto aos recursos hídricos. A irrigação tende a exacerbar esses problemas em áreas frágeis (por exemplo, Canterbury), nas quais, devido à recente conversão e expansão dessas áreas para produção leiteira, a qualidade da água é um fator preocupante.

Dada a elevada percentagem de áreas de pastagem no país, a relação entre a intensificação dos sistemas de produção e a depreciação da qualidade das águas é cada vez mais reconhecida (NEW ZEALAND, 2013a; SCARSBROOK; MELLAND, 2015). A degradação da qualidade das águas é o principal problema ambiental segundo pesquisas de opinião do país (HOWARD-WILLIAMS et al., 2011). Atualmente, a poluição das águas vem não só de fontes pontuais, mas, preponderantemente, de fontes difusas (ELLIOTT et al., 2005), cujo manejo tem recebido apoio para pesquisa e atenção ao desenvolvimento de políticas (NEW ZEALAND, 2013a). As razões para isso estão associadas às pressões públicas e às mudanças de percepção quanto ao valor das águas. Um componente importante dessa pressão por águas mais limpas veio dos povos Maori de Aotearoa, região da polinésia neozelandesa, que reconhecem as águas como um tesouro (Taonga) e a necessidade de se conservar esse precioso recurso como um componente da paisagem (LAND AND WATER FORUM, 2010). Em paralelo a esses fatos, existem as diretrizes dos mercados internacionais de commodities por produtos que tenham como credenciais práticas sustentáveis. Os impactos da produção primária na qualidade das águas é um aspecto de elevada relevância nas avaliações de sustentabilidade.

Os poluentes de origem difusa de maior preocupação para as águas doces neozelandesas (rios, lagos e várzeas) são os patógenos, os sedimentos finos e os nutrientes (HOWARD-WILLIAMS et al., 2011; PARLIAMENTARY COMMISSIONER FOR THE ENVIRONMENT, 2015). Esse tipo de poluição está generalizado no território e relacionado com o principal

uso das terras (pastagem) e com a produção animal. As excretas dos animais são a fonte dos patógenos, e os sedimentos finos, o resultado de processos erosivos das áreas altas e das margens dos rios. Já os nutrientes (nitrogênio [N] e fósforo [P], em particular) têm origem na urina dos animais (N), nos fertilizantes (N e P) e nos sedimentos (P). A importância desses poluentes varia de acordo com um número de fatores: topografia, litologia, unidade de produção animal, manejo de pastagem e estrutura da vegetação. Nas regiões montanhosas, os temas de maior preocupação são os sedimentos +P>patógenos>N. Nas terras baixas, a sequência é N+P>patógenos>sedimentos+P.

O uso da terra na unidade hidrográfica é um dos principais determinantes dos níveis de poluição e de contaminação dos cursos de água. O uso do solo urbano, a agricultura e as plantações florestais têm sido associadas à depreciação da qualidade da água e ao comprometimento ecológico dos cursos de água do país. Com isso, as quantidades e/ou concentrações de micro-organismos, sedimentos e nutrientes tendem a aumentar em bacias hidrográficas dominadas por áreas de pastagem (SMITH et al., 1993; WILCOCK et al., 1999; LARNED et al., 2004; MONAGHAN et al., 2004). Tanto a escala (proporção da área de pastagem na bacia hidrográfica) (DAVIES-COLLEY, 2013) como a intensidade (unidades animais por hectare) (SCARSBROOK; MELLAND, 2015) influenciam os padrões de qualidade das águas. Os riscos para a qualidade da água advindos da agropecuária intensiva são maiores nas regiões hidrográficas baixas, nas quais os sistemas produtivos migraram de um baixo nível de intensificação para um alto nível (SMITH et al, 1993; NAGASHIMA et al., 2002; MONAGHAN et al., 2007). Em qualquer bacia hidrográfica, a bovinocultura de leite será apenas uma das muitas pressões sobre o meio ambiente. Enquanto a atividade leiteira não é a única contribuinte para a depreciação da qualidade da água, a gestão inadequada desses sistemas de produção tem o potencial de causar significativa poluição dos corpos d'água (MONAGHAN, 2009).

O desafio ambiental é significativo, pois há uma crescente necessidade por propor formas sustentáveis de manejo a fim de aumentar a produção a pasto e, ao mesmo tempo, reduzir os impactos nas águas interiores e nas zonas costeiras. Isso vai exigir grandes mudanças de pensamento sobre a avaliação do uso da terra, com o planejamento baseado na capacidade, na aptidão das terras e no reconhecimento da variabilidade em pequena escala. Para isso, podem-se utilizar as técnicas de agricultura de precisão. Estudos detalhados sobre a extensão e os impactos da poluição difusa originada das áreas de pastagem nos corpos de água da Nova Zelândia foram publicados na última década, e a preocupação com essas questões tem aumentado (MCDOWELL, 2009; QUINN et al., 2009; HOWARD-WILLIAMS et al., 2011; DAVIES-COLLEY, 2013; SCARSBROOK; MELLAND, 2015).

A mais recente pesquisa econômica da OCDE na Nova Zelândia (OECD, 2015) destaca que, em algumas regiões, a qualidade da água está depreciada com a constante expansão e a intensificação da atividade leiteira. Embora a indústria e o governo sejam proativos, ainda não se sabe se a eficácia dessas medidas será suficiente. Da mesma forma, a OCDE (2007) também indicou que a qualidade da água em rios e lagos diminuiu nas áreas dominadas pela agricultura pastoral. O documento da OCDE (2007) destacou algumas das mudanças no setor agrícola que ocorreram no período 1990-2005: i) a Nova Zelândia foi classificada como a primeira, entre 28 países da OCDE, com a maior porcentagem de aumento da produção agrícola; ii) o país foi ranqueado como o primeiro, entre 29 países da OCDE, com a maior porcentagem de aumento de uso de fertilizantes nitrogenados (em 21 países ocorreu redução do uso desse tipo de fertilizante); iii) o país foi ranqueado como o segundo, entre 29 países da OCDE, com a maior porcentagem de aumento de uso de fertilizantes fosfatados (em 23 países ocorreu redução do uso desse tipo de fertilizante. Além dos estudos internacionais, a experiência neozelandesa mostra que essas mudanças são provavelmente seguidas pelo aumento dos níveis de poluição difusa (WILCOCK, 2009; DAVIES-COLLEY, 2013).

Destacam-se como os principais aspectos da poluição difusa para os corpos d'água neozelandeses com ênfase em sistemas pastoris não irrigados: a) caracterização do estado atual e dos fluxos de poluição difusa; b) principais vias de contaminação e ações mitigatórias; c) medidas e monitoramento aliados ao uso de ferramentas de modelagem; d) manejo da poluição difusa e proposição de soluções. O foco é na conservação da qualidade da água de rios e subterrâneas para áreas de pastejo intensivo sem irrigação. Aspectos semelhantes estão presentes em áreas de pastejo irrigado.

# 2. CARACTERIZAÇÃO, ESTADO E INDUTORES DA POLUIÇÃO DIFUSA

## 2.1. Caracterização e estado da poluição difusa

Ao longo dos últimos 40 anos, a Nova Zelândia tem se preocupado com as fontes de poluição pontual – as fontes difusas, provenientes das áreas pastoris, são uma preocupação recente (WILCOCK, 1986). Além da poluição difusa ser mais difícil de identificar e de controlar, com algumas exceções, ela é menos sensível a responder às medidas propostas pela legislação ambiental da Nova Zelândia. A gestão dos recursos hídricos foi atribuída aos Conselhos Regionais no âmbito da Lei de Gestão dos Recursos de 1991. As fontes pontuais de poluição foram cada vez mais controladas e muito foi investido na modernização dos sistemas de tratamento de águas residuais (esgotos). Estudos em modelagem, por exemplo, modelo SPARROW calibrado com os dados da Rede Nacional de Qualidade da Água de Rios (NRWQN) (ELLIOTT et al., 2005), indicam que as fontes pontuais representam fluxos de apenas 3,2% do total de N e 1,8% do total de P para as águas oceânicas. No presente, as fontes difusas de poluição da água, particularmente as originadas do uso da terra, são um desafio muito maior.

Conforme já citado, os poluentes difusos dos corpos d'água do país, que têm despertado maior atenção, são os patógenos, sedimentos e nutrientes advindos da produção animal. Os dejetos animais e seus patógenos impactam as fontes e os usos da água, como a recreação de contato primário e a pesca costeira (HOWARD-WILLIAMS et al., 2011). Um estudo em âmbito nacional de águas de recreação demonstrou o risco à saúde humana no contato primário (recreação) em 28% de 154 rios, que foram classificados como "muito ruim" (locais muito sensíveis à poluição fecal) não estando de acordo com os padrões da lei quanto ao número de *Escherichia coli (E. coli)* (NEW ZEALAND, 2013b). A elevada presença de *E. coli* indica contaminação fecal e maior risco de exposição a doenças transmitidas pela água. O monitoramento da *E. coli* deve ser mantido como o principal parâmetro de avaliação das águas doces, incluindo rios (DAVIES-COLLEY, 2013).

Embora a poluição microbiana seja de grande preocupação para as águas de recreação, a avaliação de um índice de qualidade para essas águas, aplicado em 77 locais do banco de dados do NRWQN, demonstrou que baixa claridade das águas dos rios é um problema mais frequente do que a contaminação microbiana (alta *E. coli*) (DAVIES-COLLEY; BALLANTINE, 2010). Sedimentos finos impactam as águas dos rios, reduzindo a claridade das águas, afetando produtores e consumidores das cadeias produtivas aquáticas, as zonas de cultivo de mariscos e as zonas costeiras. A redução da claridade é um impacto grave, pois altera a capacidade visual e o comportamento de peixes e dos pássaros, além de causar redução da penetração da luz na coluna d'água, o que afeta a produtividade das algas (DAVIES-COLLEY, 2013). Sedimentos também atuam como carreadores, por sorção às suas partículas, de outros poluentes, incluindo o P e os metais.

Nutrientes, principalmente N e P, são elementos limitantes ao crescimento de plantas terrestres e aquáticas. Infelizmente, enquanto o aumento da fertilidade do solo é geralmente considerado benéfico, o enriquecimento da água por nutrientes desencadeia uma série de perturbações associadas ao crescimento excessivo de algas, principalmente das bentônicas (perifíton) em corpos d'água não sombreados, com implicações ecológicas adversas e com impactos à saúde humana (BIGGS, 2000). Os rios também atuam como agentes de transporte de cargas de nutrientes para as águas a jusante, as quais respondem negativamente a essas cargas. Em lagos, o enriquecimento por nutrientes promove o crescimento de fitoplâncton, tornando as águas turvas e reduzindo a penetração da luz. A eutrofização também promove a proliferação excessiva de cianofíceas (bactérias fotossintéticas azul-esverdeadas), que formam espumas superficiais e outros incômodos, como ser tóxica para humanos e animais (CONLEY et al., 2009). A eutrofização de estuários está normalmente relacionada com aumento da carga de sedimentos, promovendo a proliferação do fitoplâncton e outras algas (DAVIES-COLLEY, 2013). A combinação do excesso de fitoplâncton com os sedimentos finos reduz a penetração da luz na coluna de água do estuário, com impactos negativos importantes para a ecologia estuarina (DAVIES-COLLEY, 2013). Níveis de perifíton (algas aderidas) em rios e de fitoplâncton (algas em suspensão) em lagos e rios foram recentemente aceitos como parâmetros nacionais para avaliar a saúde dos ecossistemas aquáticos (NPS-FM, 2014).

## 2.2. Indutores da poluição difusa

As correlações entre o uso do solo e a qualidade das águas têm sido, consistentemente, quantificadas (Tabela 1) (HOWARD-WILLIAMS et al., 2011; DAVIES-COLLEY, 2013). A matriz de correlação da qualidade da água com o uso do solo sugere que as concentrações de nutrientes e a *E. coli* são positivamente relacionadas com o percentual de uso da terra para pastagem e negativamente com o percentual de mata nativa, enquanto a turbidez é afetada negativamente pelo uso do solo e positivamente pela mata nativa.

A intensificação dos sistemas de pastejo na Nova Zelândia tem sido uma importante tendência nos últimos anos (MACLEOD; MOLLER, 2006). As pastagens são o uso predominante em 43% das áreas de rio e em 40% das áreas de lagos (NEW ZEALAND, 2007). Com isso, a cobertura com matas nativas reduziu de 85% para 23% da área do país (NEW ZEALAND, 2007). Mudanças nas condições ambientais dos corpos d'água ocorreram em consequência da supressão das matas nativas, com intensos impactos devido à erosão

Tabela 1. Correlação da qualidade da água com o uso do solo (como percentagem do uso do solo na bacia hidrográfica). Os dados representam as medianas para o período 2005-2008 a partir do NRWQN.

Variável		% da bacia hidrográfica				
	Pastagem	Arável + horticultura	Mata nativa	Total		
Nitrogênio total (N)	0.85	0.45	-0.39			
Fósforo total (P)	0.70	0.24	-0.32			
Turbidez	-0.45	-0.24	0.30			
E. coli	0.80	$0.17^{NS}$	-0.34			
Área (km²)	107.672	4.174	65.672	271.900		
% da área	39.6	1.5	24.1	100%		

Coeficientes não paramétricos de Spearman.

NSexceto para E. coli vs

Todas as correlações são significativas (P≤0,05).

Fonte: Davies-Colley (2013).

dos solos, drenagem de várzeas, canalização de córregos, adubação, plantio direto e pastoreio do gado (QUINN et al., 2009; PARLIAMENTARY COMMISSIONER FOR THE ENVIRONMENT, 2015).

A produção de leite na Nova Zelândia mais do que dobrou entre 1994 e 2013, e grande parte desse crescimento concentrou-se na Ilha do Sul (DAIRYNZ, 2014), onde os recursos de solo e água foram consumidos a partir da transformação de fazendas extensivas em intensivas. O aumento da produção de leite nas últimas duas décadas se deve à crescente exportação: no período 1993-1994, havia 2,7 milhões de vacas em 1,1 milhão de ha; em 2013-2014, eram 4,9 milhões de vacas em 1,7 milhão de ha (DAIRYNZ, 2014). A taxa de lotação (vacas/ha), o tamanho dos rebanhos (vacas/fazenda) e a produção de sólidos no leite (gordura do leite + proteína do leite, em kg de Matéria Seca/vaca) aumentaram 18, 220 e 33%, respectivamente (DAIRYNZ, 2014). No entanto, o número total de ovinos e de bovinos diminuiu de 49,5 e 5 milhões para 29,8 e 3,7 milhões, respectivamente, no mesmo período (DAIRYNZ, 2014). Fazendas leiteiras são frequentemente caracterizadas por demandar maiores rebanhos e quantidade de insumos (por exemplo, fertilizantes e concentrados por unidade de área) em relação aos outros sistemas de produção em pastagens (LEDGARD; PENNO: SPROSEN, 1999; MACKAY et al., 2012).

As principais pressões das áreas de pastagem sobre a qualidade das águas estão relacionadas à influência nas vazões, aos impactos no habitat e ao risco de entrada de nutrientes, sedimentos e coliformes fecais (via escoamento superficial, drenagem dos terrenos ou a entrada direta). O balanço de nutrientes da fazenda é, muitas vezes, um indicador de potenciais problemas ambientais (BEUKES et al., 2012; GOURLEY et al., 2012). O balanço de N, definido como a diferença entre as entradas de N (via atmosfera, fertilizantes, fixação por leguminosas, alimentação dos animais e dejetos) e as saídas (leite, carne, fibras e suplementos) (LEDGARD et al., 2009), pode ser utilizado como um indicador de eficiência de uso do elemento em sistemas pastoris e de avaliação do risco ambiental.

Embora o balanço não considere os fluxos do elemento dentro do sistema produtivo, ele é baseado em informações mensuráveis e é um indicador útil para se medir as perdas de N por lixiviação (BEUKES et al., 2012). Excedentes anuais de 150 kg de N/ha (média de 247 explorações leiteiras em Waikato) (BEUKES et al., 2012) e de 161 kg de N/ha (média de 3.200 explorações leiteiras) (SCARSBROOK; MELLAND, 2015), têm sido relatados. Esses valores são mais baixos do que os relatados por Gourley et al. (2012) para explorações leiteiras australianas (193 kg de N/ha, com média de 41 explorações leiteiras). Excedentes anuais de P foram similares em explorações leiteiras da Nova Zelândia e Austrália, com 28 kg de P/ha (média de 3.200 fazendas) e 26 kg de P/ha (média de 41 fazendas), respectivamente (GOURLEY et al., 2012; SCARSBROOK; MELLAND, 2015).

Além do excedente de nutrientes, o total de N excretado pelo sistema (toneladas de N excretado por área por ano) é uma avaliação da pressão da atividade sob o meio ambiente (BØRSTING et al., 2003). Devido às várias pegadas ambientais que têm os diversos tipos de sistema de produção animal (MCDOWELL; WILCOCK, 2008), o número de animais por si só não é um bom indicador das potenciais pressões ambientais. No entanto, a concentração de N excretado por cada tipo de animal, multiplicado pelo número de cabeças de cada espécie, é uma estimativa do total de N excretado pela produção animal neozelandesa em escala nacional (NEW ZEALAND, 2015c). Essa estimativa considera as mudanças nas concentrações de N excretado, resultantes das melhorias na produção animal (nomeadamente, o aumento da taxa de parição em ovinos e aumento do consumo de alimento pelas vacas). De 1990 a 2013, as melhorias de produtividade traduziram-se em reduções de 14 e 24% nas taxas de excreção de N por vaca e por ovelha, respectivamente. Considerando os totais dos rebanhos, a quantidade de N excretado pela bovinocultura leiteira dobrou e

pela ovinocultura diminuiu em 33% no mesmo período. As contribuições dos cervos e dos bovinos de corte mantiveram-se constante. Desde 2007, as vacas leiteiras são as maiores contribuintes de N para as terras (contribuição corrente de aproximadamente 46%) em escala nacional (NEW ZEALAND, 2015c).

No mesmo período, ocorreu uma mudança significativa no manejo dos efluentes leiteiros, com a descarga direta das lagoas de tratamento para cursos de água sendo um evento raro. Os efluentes são prontamente utilizados na irrigação das áreas. As melhorias no manejo dos efluentes – irrigação sem exceder a capacidade de absorção do solo – resultaram em reduções significativas das cargas N e P para as águas naturais (HOULBROOKE et al., 2004). Outras melhorias no manejo dos efluentes incluem: a fertirrigação, que também reduz a carga bacteriana para as águas (COLLINS et al., 2007), o monitoramento da prática e a irrigação de baixa taxa durante os períodos de déficit de umidade do solo (MONAGHAN; HOULBROOKE; SMITH, 2010). A irrigação responde por cerca da metade do consumo de água da Nova Zelândia, mas o consumo pelos animais representa somente 2%. As áreas irrigadas aumentaram 82% entre 1999 e 2010, com o maior aumento em Canterbury (65%) (SCARSBROOK; MELLAND, 2015).

Os escorrimentos de urina dos animais a pasto continuam a ser a maior fonte de N por lixiviação desses sistemas de produção (DI; CAMERON, 2002; MONAGHAN; DE KLEIN, 2014). Consequentemente, a carga de N excretado é um bom indicador de pressão de uso da terra em grandes escalas. Embora o N excretado não necessariamente atinja os cursos de água, e o nitrato presente ali não irá necessariamente impactar os usos da água (WOODWARD; STENGER; BIDWELL, 2013), pode-se inferir que a intensidade de uso das áreas com pastagem irá afetar a qualidade da água dos rios. Muitos estudos confirmam essa afirmação. Por exemplo, a pecuária leiteira resultou na maior pegada de poluição difusa comparada a outras atividades pastoris. Ela foi responsável por 36,7% da carga total N que entrou nos oceanos, originada de 6,8% da área, ao passo que as outras atividades (ovelhas, bovinos de corte, cervos, outros) contribuíram com 38,9% do total de N originado de uma área cinco vezes maior (31,9%) (ELLIOTT et al., 2005) (Tabela 2). Esses resultados não surpreendem, uma vez que as perdas anuais de N por lixiviação nas explorações leiteiras são mais elevadas do que as de outros sistemas pastoris (valores tipicamente relatados, de 29-49 kg de N/ha para bovinos de leite, de 8-18 kg de N/ha para ovinos e bovinos, e de 2-5 kg de N/ha em florestas) (QUINN et al., 2009; KAYE-BLAKE et al., 2013; VIBART et al., 2015).

Outros estudos mostraram tendências similares. Concentrações de sedimentos, nutrientes e micro-organismos (em áreas sem significativa erosão do solo) crescem linearmente com o aumento da densidade de animais (vacas por hectare) (PARKYN; WILCOCK, 2004), bem como a concentração de N total em bacias hidrográficas da região de Waikato (VANT, 2001). Hamill e McBride (2003) compararam as tendências (1995-

Tabela 2. Área de uso da terra (%) e carga total de nitrogênio (N) para a zona costeira como porcentagem da carga total do país.

Fontes de poluição	Uso da área (%)¹	Carga para zona costeira (%)²
Poluição pontual	NA	3,2
Bovinocultura de leite	6,8	36,7
Outras atividades pastoris	31,9	33,3
Floresta (nativa + plantada)	39,2	24,8
Outras áreas (montanhas, matas)	22,1	2,1

<sup>&</sup>lt;sup>1</sup>Área total da Nova Zelândia=263.500 km²; <sup>2</sup>Carga total de N para zona costeira=167.700 T/ano; NA=não aplicável. Fonte: Elliott et al. (2005).

2001) de variáveis de qualidade da água em Southland (Nova Zelândia) e encontraram que o aumento da produção leiteira estava associado à diminuição da qualidade da água, agravamento das condições de oxigênio dissolvido e aumento de P dissolvido reativo. McDowell, Larned e Houlbrooke (2009) modelaram as concentrações de N e P inorgânicos dissolvidos em uma típica fazenda de ovinos e bovinos de corte em Southland e outra na mesma região, mas com bovinos de leite, nos anos de 1958, 1988, 1998 e 2008 – um período de 50 anos de crescente intensificação. Embora o aumento da concentração de N na fazenda leiteira tenha sido observado, houve redução do P devido ao melhor manejo do efluente da atividade. Na fazenda de ovinos e de bovinos, aumentos modestos de ambos os elementos foram observados (MCDOWELL; LARNED; HOULBROOKE, 2009). McDowell e Wilcock (2008) relataram baixas perdas de P e de sedimentos em atividade leiteira, além de perdas muito maiores de N do que em outros sistemas semelhantes. A conversão para a criação de gado leiteiro pode contribuir para o aumento das perdas de N por lixiviação, mas não necessariamente para outros poluentes difusos.

É irrealista esperar o mesmo padrão de qualidade das águas que fluem de áreas de elevada produtividade agropecuária e de áreas não agrícolas, mas há uma clara necessidade de minimizar as perdas de nutrientes, a presença de micro-organismos fecais e de sedimentos provenientes das áreas de pastagem. O manejo da poluição difusa na bacia hidrográfica baseia-se na estimativa das cargas de nutrientes provenientes das atividades humanas (antropogênica ou teoricamente manejável) adicional à contribuição natural (em grande parte não manejável). Estimou-se que 75% das fontes difusas de N e P para o mar têm origem em paisagens modificadas, principalmente áreas de pastagem (HOWARD-WILLIAMS et al., 2011). Como tal, essas cargas são as únicas teoricamente administráveis, ao passo que os 25% restantes ocorrem naturalmente. O Lago Taupo (maior da Nova Zelândia) tem uma bacia de captação composto por vários tipos de uso do solo, com pastagem (22%), florestas plantadas (27%) e o restante como floresta nativa e vegetação de montanha (51%). As cargas manejáveis de N e P totais são 40% da carga natural, com modelagem para o período précolonização europeia (HOWARD-WILLIAMS et al., 2011) e com foco no manejo desses nutrientes totais na bacia.

A modelagem de bacia também indicou que a carga manejável, em proporção da carga total de nutrientes, varia não só com o tempo, mas também com a distância dos rios a jusante. No Rio Waikato (maior da Nova Zelândia com 425 km), a carga de N manejável altera-se conforme o rio avanca a jusante (HOWARD-WILLIAMS et al., 2011) (Tabela 3).

Tabela 3. Variação das cargas de nutrientes manejáveis do Rio Waikato (antrópicas) e das cargas naturais (toneladas/dia) a partir da origem no Lago Taupo (origem, 0 km).

Distância a incenta (Inn.)	Carga de N	total (TN)	Carga de P total (TP)		
Distância a jusante (km)	Manejável <sup>1</sup>	Natural <sup>2</sup>	Manejável <sup>1</sup>	Natural <sup>2</sup>	
0	-	1,2	-	0,09	
75	3,0	1,5	0,3	0,2	
170	6,4	4,2	0,7	0,4	
225	9,2	6,1	0,9	0,5	
Entrada do Rio Waipa <sup>3</sup>					
250	18,4	7,1	1,8	1,1	
300	23,1	10,5	2,5	1,5	

<sup>1</sup>Valores de 2010; <sup>2</sup>Modelado a partir das cargas de nutrientes da década de 1920 (antes do estabelecimento da usina hidrelétrica); <sup>3</sup>As distâncias (250 e 300 km) estão a jusante da entrada do rio Waipa.

O aumento de carga manejável foi atribuído às entradas de um grande afluente, o Rio Waipa. No entanto, a situação foi diferente para o P, pois o rio contribuía com uma carga significativa de P natural. As cargas de P manejável e natural dobraram abaixo da junção com o Waipa (HOWARD-WILLIAMS et al., 2011) (Tabela 3).

# 3. PRINCIPAIS ROTAS DE POLUIÇÃO DIFUSA E SUA MITIGAÇÃO

# 3.1. Rotas de poluição difusa

A poluição difusa atinge as águas por meio de três processos principais (HOWARD-WILLIAMS et al., 2011):

- a) Escoamento superficial;
- b) Acesso direto de animais às águas;
- c) Lixiviação para as águas subterrâneas e subsequente reemergência delas.

# 3.1.1. Escoamento superficial

O escoamento superficial é provavelmente a maior fonte de poluição difusa da Nova Zelândia, em sua maioria compreendida por partículas de sedimentos finos, de N, P e microorganismos (DAVIES-COLLEY et al., 2013). O processo é altamente dependente dos fluxos hídricos, derivados de fontes de áreas críticas (FAC), frequentemente, em pequenas áreas da bacia hidrográfica (MCDOWELL et al., 2004). O escoamento ocorre, principalmente, durante e após as chuvas. Isso faz com que o processo esteja correlacionado positivamente com elevadas vazões dos corpos de água, em contraste com as situações de acesso dos animais aos corpos de água e com o escoamento subsuperficial, que tendem a ser diluídos com o aumento das vazões (HOWARD-WILLIAMS et al., 2011).

Em estudo comparando áreas de pastagem, floresta de pinheiro e floresta nativa na região do platô vulcânico central (Ilha Norte da Nova Zelândia), a área de pasto exportou (base por hectare) aproximadamente três a nove vezes mais N do que as áreas de pinheiro e floresta nativa, respectivamente, e aproximadamente 15 vezes mais P do que as áreas florestadas (COOPER; THOMSEN, 1988). A elevada presença de pastagem (pastagem intensiva) foi o melhor indicador das concentrações de N e P totais de amostra provenientes de 101 lagos da Nova Zelândia, respondendo por 38,6 e 41,0% de variação, respectivamente. Silvicultura e áreas urbanas foram responsáveis por 18,8 e 3,6% das variações das concentrações de N e P, respectivamente (ABELL et al., 2011).

Na realidade da fazenda, a identificação das áreas críticas ao escoamento superficial é de atenção prioritária para controlar as fontes de poluição difusa. Essas áreas então poderão ser manejadas para a redução do escoamento superficial e do carreamento de poluentes pela redução do uso de fertilizantes ou pela exclusão ou redução dos animais. As boas práticas de produção (BPPs) mais apropriadas para conter os poluentes do escoamento superficial são aqueles que atuam como filtros e que incluem bordadura de contorno, faixas de vegetação natural, várzeas etc. Outras BPPs incluem o uso de fertilizante de liberação lenta, como fosfato de rocha, que minimiza a perda de P solúvel (MONAGHAN; DE KLEIN; MUIRHEAD, 2008), e manutenção dos animais fora das áreas de "caminho" a fim de impedir danos na estrutura do solo (compactação) durante as estações de chuva. O pastejo por tempo controlado tem se mostrado eficaz tanto para conter o escoamento superficial quanto a lixiviação do N (LEDGARD et al., 2006; CHRISTENSEN et al., 2012).

# 3.1.2. Acesso direto dos animais

Manter os animais com acesso direto às águas superficiais ou áreas úmidas impacta negativamente a qualidade da água, causando: i) danos físicos à vegetação, aos solos e aos substratos nas e sobre as bordas dos corpos de água devido ao pisoteio, aumentando a susceptibilidade à erosão, a perda de sedimentos e o escoamento de poluentes; ii) despejo direto das excretas (fezes e urina) nas águas, acrescentando N, P e micro-organismos fecais. Significativa contaminação fecal ocorre pela deposição de fezes dos animais nos cursos de água. Travessias de rios por rebanhos leiteiros entre a área de pasto e a sala de ordenha pode causar contaminação substancial da água. Por exemplo, com um rebanho leiteiro cruzando até quatro vezes ao dia, o corpo de água pode dobrar os níveis de contaminação fecal (DAVIES-COLLEY et al., 2004). Esse resultado não é surpreendente, já que as vacas defecam aproximadamente 50 vezes mais por metro de rio cruzado do que qualquer outra parte do corpo de água. A qualidade microbiológica do Rio Sherry melhorou muito desde a construção de pontes para evitar o contato direto dos animais com o rio (NZ LANDCARE TRUST, 2010).

Bovinos de corte em terras altas gastam cerca de 2% do seu tempo nos cursos de água (quando têm acesso sem restrição), com isso pode-se inferir que uma quantidade proporcional de material fecal irá diretamente para a corrente de água e que um suplemento de mais 2% será depositado na zona ripária do entorno (a partir do qual qualquer aumento da área de abrangência da vazão do rio facilmente arrastaria esse material fecal) (BAGSHAW et al., 2008). Vacas que tiveram acesso a corpos de água sem cercamento gastaram apenas 0,1% do tempo nos canais, mas depositaram 0,5% das fezes (COLLINS et al., 2007). Monitoramentos da qualidade da água a montante e a jusante de áreas de pastejo mostraram que, em 10 de 15 áreas, as águas apresentavam elevadas concentrações de *E. coli* (COLLINS et al., 2007). Consequentemente, o isolamento das margens de corpos de água adjacentes às áreas de pastejo, de preferência com conservação da mata ciliar, é cada vez mais reconhecido como a mais importante prática para mitigar os impactos ambientais. O estabelecimento de pontes sobre os corpos de água também é importante, especialmente em fazendas leiteiras, devido ao trânsito dos animais para sala de ordenha várias vezes por dia.

# 3.1.3. Lixiviação de nutrientes para as águas subterrâneas

O N presente na urina dos animais, depositada sobre o solo, é oxidado a nitrato, elemento altamente móvel e de fácil lixiviação para as águas subterrâneas. Essas águas abastecem, ao menos parcialmente, um terço da população do país. Em poços amostrados na região de Canterbury na primavera de 2009, detectou-se que a concentração de nitrato excedia o valor máximo aceitável para a manutenção da saúde humana (11,3 mg NO<sub>3</sub>-N/L) em 8% das amostras (ABRAHAM; HANSON, 2010). Além disso, o surgimento de nutrientes lixiviados por meio do solo em nascentes é de particular importância para os solos aluviais e vulcânicos porosos da Nova Zelândia. Esse é um particular problema pela entrada do nitrato nos aquíferos em condições aeróbicas. Toxicidade aguda de nitrato (curto prazo) e crônica (longo prazo) foi avaliada para estabelecer padrões de concentração de nitrato nas águas. Os valores de referência para toxicidade crônica são 1,0, 2,4 e 3,6 mg NO<sub>3</sub>-N/L em ambientes sem interferência humana e com elevados valores de biodiversidade, em sistemas pouco ou moderadamente perturbadas e em sistemas altamente perturbados (com degradação mensurável), respectivamente (HICKEY, 2013).

# 3.2. Atenuação da poluição difusa

A atenuação dos poluentes difusos da fonte geradora a jusante do fluxo de água é uma importante consideração para a gestão e modelagem da qualidade da água (ELLIOTT

et al., 2005). A atenuação do escoamento superficial ocorre por meio de mecanismos de interceptação natural adjacentes ou nos corpos de água (DOWNES; HOWARD-WILLIAMS; SCHIPPER, 1997). Os processos de atenuação incluem os fluxos laterais, quando o corpo de água recebe as águas subsuperficiais e os escoamentos superficiais adjacentes ao corpo de água, ou pela dinâmica de nutrientes no canal. No primeiro caso (atenuação lateral), nutrientes inorgânicos particulados e dissolvidos são removidos quando os fluxos atravessam a mata ciliar antes de atingir o canal principal. No segundo caso, os processos de remoção por planta e absorção microbiana (desnitrificação do nitrato) removem os nutrientes dentro do próprio canal (DOWNES et al., 1997). Pesquisas de campo indicam que a desnitrificação é o processo-chave de atenuação do N em bacias hidrográficas (WOODWARD; STENGER; BIDWELL, 2013; SINGH et al., 2015).

Existem tecnologias que reduzem a poluição dos corpos d'água, como tanques de sedimentação (MCDOWELL et al., 2006) e zonas úmidas (wetlands) (TANNER; SUKIAS, 2011). Wetlands também atuam na remoção do N contido nas águas de drenagem (MONAGHAN, 2009). A sua eficiência depende da taxa de fluxo, que, muitas vezes, diminui com o aumento da vazão. Faixas de proteção ou matas ciliares também têm sido utilizadas como práticas de interceptação de material particulado, embora a capacidade de interceptação possa ser reduzida em momentos de excessivo escoamento ou de ausência, no caso de fluxos subterrâneos (MONAGHAN, 2009). Portanto o estabelecimento e a configuração das tecnologias no espaço hidrográfico devem considerar a maximização da intercepção dos fluxos (escoamento superficial, subsuperficial e subterrâneos).

Como demonstrado por Howard-Williams et al. (2011) (Tabela 4), uma série de opções de mitigação e de tecnologias pode, potencialmente, ser utilizada para atenuar a poluição, tanto no/próximo aos corpos d'água como pela redução das perdas de nutrientes pelas fazendas. Para se obter uma listagem abrangente das potenciais ações mitigatórias e alternativas tecnológicas a serem utilizadas pelo produtor rural, consultar Quinn et al. (2009).

Tabela 4. Mecanismos que melhoram a atenuação e auxiliam na prevenção de processos de perda de nutrientes para os corpos d'água.

Melhoria da atenuação na/próximo ao corpo d'água	Redução da perda de nutrientes
Áreas úmidas construídas	Áreas úmidas construídas
Várzeas	Fertilizantes de liberação lenta
Zonas ripárias (mata ciliar)	Zona ripária e drenagem das áreas
Maximização da interface aeróbia-anaeróbia (desnitrificação)	Inibidores de nitrificação
Vegetação natural (no canal de água)	Balanço de nutrientes, mapeamento do uso de nutrientes, mercado de nutrientes, melhorias no manejo nutricional e eficiência de uso de nutrientes, condições climáticas, pastejo controlado

Fonte: Adaptado de Howard-Williams et al. (2011).

# 4. AVALIAÇÃO E MONITORAMENTO DAS FONTES DIFUSAS E FERRAMENTAS DE MODEI AGEM

# 4.1. Avaliação e monitoramento

A avaliação precisa e o monitoramento de fontes difusas são fundamentais para obter mudanças desejáveis do estado ambiental. Sob a Lei de Gestão de Recursos Hídricos (NEW ZEALAND LEGISLATION, 1991), 16 Conselhos Regionais do país e autoridades (por exemplo, Conselho Auckland) têm a obrigação de coletar informações sobre o estado do meio ambiente. Recentemente, o conjunto de dados de monitoramento da qualidade da água foi disponibilizado no site www.lawa.org.nz, como o estado e as tendências para os parâmetros microbianos, físico-químicos e nutricionais de qualidade da água (E. coli, temperatura, pH, condutividade elétrica, oxigênio dissolvido, matéria orgânica dissolvida, turbidez, N total, oxidado (soma de nitrato e nitrito) e amoniacal, P total e dissolvido). O site da LAWA fornece dados de aproximadamente 1.100 pontos de rio. Muitos dos resultados regionais passaram por mudanças significativas quanto aos locais, frequência e metodologia ao longo dos últimos 20 anos. O conjunto de dados nacional mais consistente e amplo de longo prazo é o NRWQN (SMITH et al., 1996). Esse conjunto de dados é usado para avaliar o estado nacional do ambiente (NEW ZEALAND, 2007) e para subsidiar os estudos que associam estado e tendências com as pressões ambientais (SCARSBROOK et al., 2003). Uma série de parâmetros físico-químicos é monitorada mensalmente em 77 pontos de rio, enquanto que os dados biológicos (comunidades de macroinvertebrados) são recolhidos anualmente em 66 pontos (SCARSBROOK; BOOTHROYD; QUINN, 2000) e o percentual de cobertura de algas no leitos dos rios é monitorado mensalmente em todos os pontos.

Em escala nacional, uma recente análise de tendência, que utilizou os dados do NRWON, mostrou o aumento das concentrações de nutrientes, especialmente N (total e nitrato) na água de grandes sistemas fluviais ao longo de um período de 21 anos (1989-2009) (BALLANTINE; DAVIES-COLLEY, 2014). Juntos, esses sistemas fluviais drenam aproximadamente 50% da área da Nova Zelândia. A análise também mostrou tendência de aumento da condutividade elétrica e do P total e reativo. No entanto, o aumento das tendências para o P ao longo dos primeiros 11 anos (1989-2000) estabilizou nos últimos 10 anos (2000-2009). Os dados do último período também mostram que apenas o nitrato apresentou tendência de aumento, enquanto as concentrações do P total e reativo melhoraram. As melhorias foram atribuídas às medidas de conservação do solo e cercamento da mata ciliar que ocorreram durante todo o período. Embora os dados do NRWQN mostrem aumento das concentrações de nutrientes e redução da transparência da água, ou seja, queda da qualidade da água, nas bacias com maior percentagem de áreas pastoris, transparência e turbidez apresentaram aumento das tendências ao longo do período (BALLANTINE; DAVIES-COLLEY, 2014). Esses padrões de tendência são semelhantes às tendências observadas em alguns estudos pontuais (WILCOCK; MONAGHAN; WRIGHT-STOW, 2013; WILCOCK et al. 2013) e avaliações regionais (ENVIRONMENT SOUTHLAND AND TE AO MARAMA INC., 2011), sugerindo um padrão geral de melhora nas concentrações de sedimentos e, em menor medida, nas concentrações de P, mas um aumento das concentrações de N oxidado (PARLIAMENTARY COMMISSIONER FOR THE ENVIRONMENT, 2015).

Poluentes e contaminantes seguem diferentes caminhos hidrológicos para atingir o corpo de água. Assim, a mitigação desses elementos se dá de forma diferente de acordo com as interações com solo, plantas e micro-organismos. Manter o N ausente dos corpos d'água é particularmente difícil, porque ele flui do solo em formas químicas que são altamente solúveis. Práticas de mitigação, tais como uso de fertilizantes de liberação lenta, não acesso

dos animais aos corpos d'água e preservação da mata e de faixas de vegetação, ajudam a reduzir perdas de N, mas são mais eficazes em evitar a entrada de P, patógenos e sedimentos nos corpos d'água (MCDOWELL et al., 2014; PARLIAMENTARY COMMISSIONER FOR THE ENVIRONMENT, 2015).

# 4.2. Ferramentas de modelagem

Medidas diretas de drenagem profunda e de lixiviação do N são de alto custo, específicas para cada local e de uso intensivo de mão de obra. Devido à variação espacial e temporal da lixiviação, o uso de modelos biofísicos dinâmicos e mecanicistas que captam a heterogeneidade desse processo tem aumentado rapidamente (VOGELER; BEUKES; BURGGRAAF, 2013). Na escala da bacia hidrográfica, a modelagem da poluição difusa na Nova Zelândia tem sido conduzida vastamente por modelos estatísticos/empíricos. mecanicistas, estocásticos e conceituais (por exemplo, sistemas de apoio à decisão e redes Bayesian). Vários desses modelos foram incluídos em uma revisão dessas ferramentas para implementação da Diretiva Quadro Européia para Água (YANG; WANG, 2010). Entre os modelos mais utilizados, SPARROW (ALEXANDER et al., 2002) é um modelo mecanicistaestatístico que avalia a atenuação no corpo d'água. O modelo foi utilizado para avaliar as cargas poluidoras provenientes das áreas interiores para as zonas costeiras (ELLIOTT et al., 2005) e compreender de forma mais detalhada as dinâmicas na bacia hidrográfica. SPARROW é o núcleo de um recente pacote de modelagem (Catchment Land Use for Environmental Sustainability - CLUES), projetado especificamente para gestores de recursos hídricos e derivado de modelos de balanço de nutrientes, tais como OVERSEER®, que relaciona cargas poluidoras e áreas hidrográficas em uma plataforma de sistema de informação (MCBRIDE et al., 2008). As saídas são mapas de uso da terra e das cargas sazonais e anuais de poluentes para os cursos de água. No U.S. Geological Survey (USGC, 2016), há uma lista completa de publicações relacionadas ao SPARROW.

Em uma escala de área de pastagem ou fazenda, modelos biofísicos que incorporam experimentalmente o efeito da lixiviação, por exemplo, da urina, são necessários para avaliar o impacto do manejo na concentração de N lixiviado (SNOW; JOHNSON; PARSONS, 2009). Modelos biofísicos como Agricultural Production Systems Simulator (APSIM) (HOLZWORTH et al., 2014) e o OVERSEER (WHEELER et al., 2006) avaliam esses efeitos. O APSIM é um modelo baseado em processos, que atua em uma escala local e análise temporal diária, enquanto o OVERSEER produz médias anuais de áreas relativamente grandes, com cálculos de drenagem e lixiviação em tempo mensal.

O OVERSEER é um modelo para ser utilizado em escala de fazenda, o qual calcula o balanço de nutrientes no solo para os principais elementos (N, P, K, S, Ca, Mg e Na), aplicável à maioria das propriedades da Nova Zelândia (WHEELER et al. 2006). A proporção de N e P excretados pelo animal é derivada do balanço entre o consumo animal, as necessidades de manutenção e a quantidade de nutrientes retidos nos produtos da atividade (WHEELER et al., 2006). No OVERSEER, o N lixiviado é considerado como aquele que se move abaixo da zona radicular, calculado com frequência mensal (SELBIE et al., 2013). O P é avaliado a partir de um modelo de risco para as perdas do elemento, considerando rios de segunda ordem, tal como descrito por McDowell, Monaghan e Wheeler (2005). O modelo, no entanto, não considera as perdas de sedimentos e as perdas de P nos sedimentos, resultado de processos erosivos. O OVERSEER está em contínuo processo de calibração para a realidade dos sistemas agrícolas neozelandeses, utilizando entradas (inputs) facilmente acessíveis pelos produtores, e é uma ferramenta a ser utilizada para avaliar o cumprimento das regulamentações das explorações leiteiras. Cada vez mais, o modelo está incorporando

as regulamentações e as diretrizes ambientais que limitam os efeitos da poluição difusa, particularmente em relação às licenças para descarga de N em escala de fazenda (DOOLE, 2012).

# 5. MANEJO DA POLUIÇÃO DIFUSA E AS RESPOSTAS

Regulamentações a fim de limitar as emissões de poluentes para a água estão sendo propostas para reduzir o impacto ambiental dos sistemas agropecuários. O manejo da poluição difusa compreende abordagens em vários níveis, incluindo a redução de nutrientes originados pela fonte (por exemplo, manejo da taxa de lotação), a não permissão ou bloqueio de determinadas atividades em áreas sensíveis de bacias hidrográficas e a aplicação generalizada de métodos de mitigação. É amplamente aceito que não há opção única de mitigação para o eficaz controle da poluição difusa (QUINN et al., 2009).

Atualmente, a gestão da poluição difusa na Nova Zelândia está recebendo atenção nos níveis governamentais nacionais e regionais, com certificações promovidas pela indústria e iniciativas de comunidades rurais. Antes da Política Nacional de Gestão da Água (NPS-FM), o manejo da poluição difusa era promovido com base em métodos não regulamentados, como Dairying and Clean Stream Accord de 2003, promovendo a realização de planos de manejo ambiental e boas práticas (QUINN et al., 2009). O Fórum da Terra e da Água criou um processo colaborativo a fim de trabalhar o engajamento de todos os atores sociais interessados (LAND AND WATER FORUM, 2012). Em reconhecimento à necessidade de limitar a alocação dos recursos naturais, a Nova Zelândia desenvolveu a Política Nacional de Gestão de Água (NPS-FM, 2014), que orienta todos os Conselhos Regionais a estabelecer limites sobre a qualidade e a quantidade da água para todos os corpos d'água de sua abrangência até 2025. Os objetivos e as políticas do NPS-FM (2014) orientam as autoridades locais a considerar a gestão das águas em suas políticas e planos regionais e distritais, assim como a análise dos pedidos de concessão do recurso. As descargas de nutrientes pelas propriedades devem ser respeitadas, ou seja, não exceder os limites e os prazos definidos pela comunidade. A palavra limite pode ser utilizada no contexto ambiental (padrão) ou na utilização do recurso natural. Exemplos de limites, que incluem padrões de qualidade da água e vazões ecológicas mínimas, são: máximo uso da água, de descargas e de carga de contaminantes, mínima qualidade da descarga e restrições de uso da terra (NPS-FM, 2014).

Uma ideia central do NPS é que os padrões e as normas determinados pela comunidade podem ser mantidos ou elevados de acordo com a condição ambiental. Abaixo de um determinado padrão (por exemplo, carga de nutrientes no rio), os valores definidos são protegidos, enquanto, acima do nível, os valores serão prejudicados. O princípio fundamental, portanto, é que os padrões devem ser definidos (preestabelecidos) para a consecução dos valores. Para o setor agrícola, os limites de qualidade e de quantidade de água para bacias hidrográficas são oportunidades e riscos. Além das questões de competitividade da agroindústria, em alguns casos, por cumprimento dos padrões que exigem aumento dos custos de conformidade para os produtores, os limites definem a capacidade de uso do recurso; portanto as regras e as diretrizes de acesso são claramente determinadas (PARSONS, 2012).

Um processo interativo de definição de limites foi determinado e está bem encaminhado em toda a Nova Zelândia (NPS-FM, 2014). Conselhos Regionais diferentes adotaram abordagens diferentes para estabelecer os limites de perda de nutrientes. Por exemplo, nas bacias hidrográficas da Ilha do Norte, região Central (Lagos Taupo e Rotorua), Manawatu-Wanganui (montante do rio Manawatu), Canterbury (Zona Hurunui-Waiau) e Otago, todos estabeleceram limites de lixiviação do N em seus planos de operação. No caso das duas

bacias lacustres de importância nacional, Lagos Taupo e Rotorua, na última década houve a intervenção dos governos nacional e regional para ajudar as iniciativas de restauração, as quais foram definidas por amplas consultas a instituições de pesquisa e comunidade. Outros Conselhos Regionais estão em processo de estabelecer limites para cargas de N, P, sedimentos e *E. coli* em rios. Esses limites podem afetar alguns negócios devido ao estabelecimento de restrições ao crescimento e/ou mitigação das perdas de contaminantes, sendo parte de uma abordagem integrada de gestão de bacia hidrográfica.

A autogestão de propriedades e indústrias é reconhecida como um importante método para alcançar os objetivos de conservação da água. Nos últimos cinco anos, os setores agropecuários desenvolveram sistemas e capacidades de autogestão das questões ambientais (DAIRYNZ, 2015; BEEF AND LAMB NEW ZEALAND, 2016a). Para o setor leiteiro, um plano de manejo ambiental também tem sido, progressivamente, levado a todos os produtores da Nova Zelândia a fim de impulsionar a adoção de ações para melhoraria da qualidade da água na bacia hidrográfica (MCHAFFIE et al., 2014). Para o setor dos ovinos e bovinos, o Land and Environment Planning (LEP) é uma ferramenta que registra as ações mensuráveis que estão sendo tomadas para lidar com as questões ambientais e demonstrar BPPs (BEEF AND LAMB NEW ZEALAND, 2016b).

Atualmente, diferentes abordagens para mensuração e monitoramento das emissões estão em vários estágios de desenvolvimento nas diversas regiões, desde a discussão até a implementação. Os processos para definição dos limites constantes nos planos regionais englobam duas abordagens distintas: aquelas associadas ao uso atual da terra e as independentes do uso atual da terra, com ou sem um componente de negócio (DAIGNEAULT; SAMARASINGHE; LILBURNE, 2013). A implementação de qualquer uma das abordagens, provavelmente, terá resultados diferentes nas propriedades (KAYE-BLAKE et al., 2013).

# 6. DESAFIOS FUTUROS

Prever o desenvolvimento futuro dos sistemas de produção agropecuária na Nova Zelândia continua a ser uma difícil tarefa. No entanto, é razoável presumir que os imperativos econômicos continuarão a fazer com que a produção por hectare e por animal cresça em uma trajetória semelhante à observada nas últimas duas décadas. A definição, a implementação de limites de qualidade e quantidade da água para cumprir com o NPS-FM (2014) e as resultantes restrições às atividades de produção animal existentes e as novas continuarão a ser o maior desafio para as estratégias de crescimento dessa indústria.

A gestão das águas (por exemplo, restrição ao número de animais e estabelecimento de mata ciliar) e os investimentos significativos em infraestrutura de irrigação e uso de efluentes e pastejo controlado irão continuar a reduzir as cargas de sedimentos e a contaminação fecal dos corpos d'água. O maior desafio será o cumprimento dos padrões de N (nitrato em particular) para rios, lagos e águas subterrâneas. Isso exigirá reduções significativas nas perdas do N lixiviado em algumas regiões hidrográficas e uso de estratégias que reduzam o superávit de N, mantendo a produção e reduzindo as perdas para o ambiente. Em última análise, os limites de N, provavelmente, irão restringir os objetivos e a escala dos sistemas pastoris. Por conseguinte, reforça-se a necessidade de se ter disponíveis conhecimentos que incluam BPPs e melhoria contínua dos modelos ambientais, para que possam integrar informações específicas do local e subsidiar a adoção de novas tecnologias e práticas de mitigação. Finalmente, é cada vez mais reconhecido que a adoção de práticas benéficas resulta em substancial redução da perda de nutrientes e em consequente progresso no

atingimento dos padrões de qualidade da água. Em última análise, as políticas podem ter que considerar a mudança do uso da terra para atingir as metas (MCDOWELL et al., 2015).

### 7. AGRADECIMENTOS

Os autores agradecem a Mike Dodd (AgResearch), por suas valiosas contribuições.

# REFERÊNCIAS

- ABELL, J.M. et al. Relationships between land use and nitrogen and phosphorus in New Zealand lakes. *Marine & Freshwater Research*, v. 62, n. 2, p. 162-175, 2011.
- ABRAHAM, P.; HANSON, C. *Annual groundwater quality survey, spring 2009.* Christchurch: Environment Canterbury Regional Council, 2010. (Report No. R10/50).
- ALEXANDER, R.B. et al. Estimating sources and sinks of nutrients in the Waikato Basin. *Water Resources Research*, v. 38, n. 12, p. 1268-1280, 2002.
- BAGSHAW, C.S. et al. The influence of season and of providing a water trough on stream use by beef cattle grazing hill-country in New Zealand. *Applied Animal Behaviour Science*, v. 109, n. 2-4, p. 155-166, 2008.
- BALLANTINE, D.J.; DAVIES-COLLEY, R.J. Water quality trends in New Zealand rivers: 1989-2009. *Environmental Monitoring and Assessment*, v. 186, n. 3, p. 1939-1950, 2014.
- BEUKES, P.C. et al. The relationship between milk production and farm-gate nitrogen surplus for the Waikato region, New Zealand. *Journal of Environmental Management*, v. 93, n. 1, p. 44-51, 2012.
- BIGGS, B.J.F. Eutrophication of streams and rivers: dissolved nutrient-chlorophyll relationships for benthic algae. *Journal of the North American Benthological Society*, v. 19, n. 1, p. 17-31, 2000.
- BØRSTING, C.F. et al. Reducing nitrogen surplus from dairy farms. Effects of feeding and management. *Livestock Production Science*, v. 83, n. 2-3, p. 165-178, 2003.
- CHRISTENSEN, C.L. et al. Nitrogen loss mitigation using duration-controlled grazing: field observations compared to model outputs. *Proceedings of the New Zealand Grassland Association*, v. 74, p. 115-121, 2012.
- COLLINS, R. et al. Best management practices to mitigate faecal contamination by livestock of New Zealand waters. *New Zealand Journal of Agricultural Research*, v. 50, n. 2, p. 267-278, 2007.
- CONLEY, D.J. et al. Controlling eutrophication: nitrogen and phosphorus. *Science*, v. 323, n. 5917, p. 1014-1015, 2009.
- COOPER, A.B.; THOMSEN, C.E. Nitrogen and phosphorus in streamwaters from adjacent pasture, pine, and native forest catchments. *New Zealand Journal of Marineand Freshwater Research*, v. 22, n. 2, p. 279-291, 1988.
- DAIGNEAULT, A.; SAMARASINGHE, O.; LILBURNE, L. Modelling economic impacts of nutrient allocation policies in Canterbury: Hinds catchment. Auckland: Landcare Research Contract/ Ministry for the Environment September, 2013.
- DAIRYNZ. New *Zealand Dairy Statistics* 2013-14. Hamilton: Livestock Improvement Corporation Limited/DairyNZ Limited, 2014. Disponível em: <a href="http://www.dairynz.co.nz/media/1327583/nz-dairy-statistics-2013-2014-web.pdf">http://www.dairynz.co.nz/media/1327583/nz-dairy-statistics-2013-2014-web.pdf</a>>. Acesso em: 13 fev. 2016.
- DAVIES-COLLEY, R.J. River water quality in New Zealand: an introduction and overview. In: DYMOND, J.R. (Ed.). *Ecosystem services in New Zealand*: conditions and trends. Lincoln, New Zealand: Manaaki Whenua Press, 2003. p. 432-447.
- DAVIES-COLLEY, R.J.; BALLANTINE, D.J. Suitability of New Zealand rivers for contact recreation: application of a water quality index. In: INTERNATIONAL CONFERENCE ON DIFFUSE POLLUTION, 14, 2010, Chateau Mont Sainte-Anne, Quebec City, Canada. *Proceedings...* Quebec City: IWA, 2010.
- DAVIES-COLLEY, R.J. et al. Water quality impact of a dairy cow herd crossing a stream. *New Zealand Journal of Marine and Freshwater Research*, v. 38, n. 4, p. 569-576, 2004.
- \_\_\_\_\_\_. National objectives framework temperature, dissolved oxygen and pH: proposed thresholds for discussion. Auckland: NIWA, 2013.

- DI, H.J.; CAMERON, K.C. Nitrate leaching in temperate agroecosystems: sources, factors and mitigating strategies. *Nutrient Cycling in Agroecosystems*, v. 64, n. 3, p. 237-256, 2002.
- DOOLE, G.J. Cost-effective policies for improving water quality by reducing nitrate emissions from diverse dairy farms: an abatement-cost perspective. *Agricultural Water Management*, v. 104, p. 10-20, 2012.
- DOWNES, M.T.; HOWARD-WILLIAMS, C.; SCHIPPER, L.A. Long and short roads to riparian zone restoration: nitrate removal efficiency. In: HAYCOCK, N. et al. (Eds.). *Buffer zones*: their processes and potential in water protection. Harpenden, Hertfordshire, UK: Quest Environmental, 1997. p. 244-253.
- ELLIOTT, A.H. et al. Estimation of nutrient transport and sources for New Zealand using the hybrid mechanistic-statistical model SPARROW. *New Zealand Journal of Hydrology*, v. 44, n. 1, p. 1-27, 2005.
- ENVIRONMENT SOUTHLAND AND TE AO MARAMA INC. *Our ecosystems*: how healthy is the life in our water and our freshwater ecosystems? Part 2 of southland water 2010: report on the state of southland's freshwater environment. Invercargill: Environment Southland, 2011. Disponível em: <a href="http://www.es.govt.nz/environment/monitoring-and-reporting/state-of-the-environment/water-2010/">http://www.es.govt.nz/environment/monitoring-and-reporting/state-of-the-environment/water-2010/</a>>. Acesso em: 13 fev. 2016.
- GOURLEY, C.J.P. et al. Farm-scale nitrogen, phosphorus, potassium and sulfur balances and use efficiencies on Australian dairy farms. *Animal Production Science*, v. 52, n. 10, p. 929-944, 2012.
- HAMILL, K.D.; MCBRIDE, G.B. River water quality trends and increased dairying in Southland, New Zealand. *New Zealand Journal of Marine and Freshwater Research*, v. 37, n. 2, p. 323-332, 2003.
- HICKEY, C.W. Updating nitrate toxicity effects on freshwater aquatic species. Hamilton: NIWA, 2013.
- HOLZWORTH, D.P. et al. APSIM Evolution towards a new generation of agricultural systems simulation. *Environmental Modelling and Software*, v. 62, p. 327-350, 2014.
- HOULBROOKE, D.J. et al. Minimising surface water pollution resulting from farm-dairy effluent application to mole-pipe drained soils. I. An evaluation of the deferred irrigation system for sustainable land treatment in the Manawatu. *New Zealand Journal of Agricultural Research*, v. 47, n. 4, p. 405-415, 2004.
- HOWARD-WILLIAMS, C. et al. Diffuse pollution and freshwater degradation: New Zealand perspectives. In: VAN BOCHOVE, E. et al. (Eds.). *Issues and solutions to diffuse pollution*: selected papers from the 14th international conference of the IWA diffuse pollution specialist group, DIPCON 2010. Québec: IWA, 2011. p. 126-140.
- KAYE-BLAKE, W. et al. 2013. *Potential impacts of water-related policies in Southland*: on the agricultural economy and nutrient discharges. Wellington: NZIER/Ministry for the Environment, 2013. Disponível em: <a href="http://www.mfe.govt.nz/issues/water/freshwater/supporting-papers/potential-impacts-water-related-policies-southland.pdf">http://www.mfe.govt.nz/issues/water/freshwater/supporting-papers/potential-impacts-water-related-policies-southland.pdf</a>>. Acesso em: 13 fev. 2016.
- LAND AND WATER FORUM. *Report of the land and water forum*: a fresh start for fresh water. Wellington: Land and Water Forum, 2010.
- \_\_\_\_\_. Third report of the land and water forum: managing water quality and allocating water. Wellington: Land and Water Trust, 2012.
- LARNED, S.T. et al. Water quality in low-elevation streams and rivers of New Zealand: Recent state and trends in contrasting land-cover classes. *New Zealand Journal of Marine and Freshwater Research*, v. 38, n. 2, p. 347-366, 2004.
- LAWA Land, Air, Water Aotearoa. Disponível em: <a href="http://www.lawa.org.nz/">http://www.lawa.org.nz/</a>>. Acesso em: 15 fev. 2016.
- LEDGARD, S.F.; PENNO, J.W.; SPROSEN, M.S. Nitrogen inputs and losses from clover/grass pastures grazed by dairy cows, as affected by nitrogen fertilizer application. *Journal of Agricultural Science*, v. 132, n. 2, p. 215-225, 1999.
- LEDGARD, S. et al. Nitrogen leaching and whole-system efficiency as affected by dairy intensification and mitigation practices in the resource efficient dairying trial. In: CURRIE, L.D.; HANLY, J.A. (Eds.). *Implementing sustainable nutrient management strategies in agriculture*. Palmerston North, New Zealand: Fertilizer and Lime Research Centre/Massey University, 2006. p. 263-268.
- Environmental impacts of grazed clover/grass pastures. *Irish Journal of Agricultural and Food Research*, v. 48, p. 209-226, 2009.
- MACKAY, A.D. Impacts of intensification of pastoral agriculture on soils: current and emerging challenges and implications for future land uses. *New Zealand Veterinary Journal*, v. 56, n. 6, p. 281-288, 2008.
- MACKAY, A.D. et al. Has the eco-efficiency of sheep and beef farms changed in the last 20 years? *Proceedings of the New Zealand Grassland Association*, v. 74, p. 11-16, 2012.
- MACLEOD, C.J.; MOLLER, H. Intensification and diversification of New Zealand agriculture since 1960: An evaluation of current indicators of land use change. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, v. 115, n. 1-4, p. 201-218, 2006.

- MCBRIDE, G. et al. CLUES: Do we have any idea about the nutrient impacts of land use change at the catchment level? In: CURRIE, L.D.; YATES, L.J. (Eds.). *Carbon and nutrient management in agriculture*. Palmerston North, New Zealand: Fertilizer and Lime Research Centre/Massey University 2008, p. 431-437.
- MCDOWELL, R.W. Environmental impacts of pasture-based farming. Wallingford, Oxfordshire, UK: CAB International, 2009
- MCDOWELL, R.W.; WILCOCK, R.J. Water quality and the effects of different pastoral animals. *New Zealand Veterinary Journal*, v. 56, n. 6, p. 289-296, 2008.
- MCDOWELL, R.W.; MONAGHAN, R.M.; WHEELER, D.M. Modelling phosphorus losses from pastoral farming systems in New Zealand. *New Zealand Journal of Agricultural Research*, v. 48, n. 1, p. 131-143, 2005.
- MCDOWELL, R.W.; LARNED, S.T.; HOULBROOKE, D.J. Nitrogen and phosphorus in New Zealand streams and rivers: control and impact of eutrophication and the influence of land management. *New Zealand Journal of Marine and Freshwater Research*, v. 43, n. 4, p. 985-995, 2009.
- MCDOWELL, R.W. et al. Connecting phosphorus loss from agricultural landscapes to surface water quality. *Chemistry and Ecology*, v, 20, n. 1, p. 1-40, 2004.

- . A review of the policies and implementation of practices to decrease water quality impairment by phosphorus in New Zealand, the UK, and the US. *Nutrient Cycling in Agroecosystems*, p. 1-17, 2015.
- MCHAFFIE, N. et al. Accelerating the adoption of good environmental practice on dairy farms in the Upper Waikato catchment. In: AUSTRALASIAN DAIRY SCIENCE SYMPOSIUM, 6, 2014, Hamilton, New Zealand. *Proceedings...* Hamilton: ADSS, 2014. p. 154-156.
- MONAGHAN, R.M. The environmental impacts of non-irrigated, pasture based dairy farming. In: MCDOWELL, R.W. (Ed.). *Environmental impacts of pasture-based dairying*. Wallingford, Oxfordshire, UK: CAB International, 2009. p. 209-231.
- MONAGHAN, R.M.; DE KLEIN, C.A.M. Integration of measures to mitigate reactive nitrogen losses to the environment from grazed pastoral dairy systems. *The Journal of Agricultural Science*, v. 152, p. 45-56, 2014.
- MONAGHAN, R.M.; DE KLEIN, C.A.M.; MUIRHEAD, R.W. Prioritisation of farm scale remediation efforts for reducing losses of nutrients and faecal indicator organisms to waterways: A case study of New Zealand dairy farming. *Journal of Environmental Management*, v. 87, n. 4, p. 609-622, 2008.
- MONAGHAN, R.M.; HOULBROOKE, D.J.; SMITH, L.C. The use of low-rate sprinkler application systems for applying farm dairy effluent to land to reduce contaminant transfers. *New Zealand Journal of Agricultural Research*, v. 53, n. 4, p. 389-402, 2010.
- MONAGHAN, R.M. et al. A desktop evaluation of the environmental and economic performance of model dairy farming systems within four New Zealand catchments. *Proceedings of the New Zealand Grassland Association*, v. 66, p. 57-67, 2004.
- Linkages between land management activities and water quality in an intensively farmed catchment in southern New Zealand. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, v. 118, n. 1-4, p. 211-222, 2007.
- NAGASHIMA, K. et al. Regional landscape change as a consequence of plantation forestry expansion: an example in the Nelson region, New Zealand. *Forest Ecology and Management*, v. 163, n. 1-3, p. 245-261, 2002.
- NEW ZEALAND. Ministry for the Environment. *Environment New Zealand 2007*. Wellington, New Zealand: Ministry for the Environment, 2007.
- \_\_\_\_\_. *Freshwater reform 2013 and beyond.* Wellington, New Zealand: Ministry for the Environment, 2013a. \_\_\_\_\_. *Suitability for swimming indicator.* Wellington, New Zealand: Ministry for the Environment, 2013b.

- NEW ZEALAND LEGISLATION. Resource Management Act 1991. Wellington: Ministry for the Environment, 1991.
- NPS-FM. *National policy statement for freshwater management 2014*. Wellington, New Zealand: Ministry for the Environment, 2014. Disponível em: <a href="https://www.mfe.govt.nz/publications/rma/nps-freshwatermanagement-2014/index.html">https://www.mfe.govt.nz/publications/rma/nps-freshwatermanagement-2014/index.html</a>. Acesso em: 13 fev. 2016.
- NZ LANDCARE TRUST. *The sherry river story*: improving water quality through whole catchment planning. Hamilton: Sherry River Catchment Group, 2010. Disponível em: <a href="http://www.landcare.org.nz/files/file/9/3354-the-sherry-river-story.pdf">http://www.landcare.org.nz/files/file/9/3354-the-sherry-river-story.pdf</a>>. Acesso em: 13 fev. 2016.
- OECD Organização para a Cooperação e Desenvolvimento Econômico. *OECD Environmental performance reviews*: New Zealand. Paris, France: OECD Publication, 2007.
  - \_\_\_\_. OECD economic surveys New Zealand. Paris, France: OECD Publication: 2015.
- OVERSEER\*. Disponível em: <a href="http://overseer.org.nz/">http://overseer.org.nz/</a>>. Acesso em: 15 fev. 2016.
- PARKYN, S.; WILCOCK, R.J. Impacts of agricultural land use. In: HARDING, J. et al. (Eds.). *Freshwaters of New Zealand*. Christchurch, New Zealand: Caxton Press/New Zealand Hydrological Society and New Zealand Limnological Society, 2004. cap. 34, p. 34.1-34.16.
- PARLIAMENTARY COMMISSIONER FOR THE ENVIRONMENT. *Update report* water quality in New Zealand: land use and nutrient pollution. Wellington: Parliamentary Commissioner for the Environment, 2015. Disponível em: <a href="http://www.pce.parliament.nz/media/1008/update-report-water-quality-in-new-zealand-web.pdf">http://www.pce.parliament.nz/media/1008/update-report-water-quality-in-new-zealand-web.pdf</a>>. Acesso em: 13 fev. 2016.
- PARSONS, O., 2012. Community governance: an alternative approach to regulation and market mechanisms for management of nitrogen loss. In: NEW ZEALAND AGRICULTURAL AND RESOURCE ECONOMICS SOCIETY CONFERENCE, 2012, Nelson, New Zealand. *Procedings...* Nelson, New Zealand: NZARES, 2012. Disponível em: <a href="http://ageconsearch.umn.edu/bitstream/136053/2/Parsons%202012%20">http://ageconsearch.umn.edu/bitstream/136053/2/Parsons%202012%20</a> complete.pdf>. Acesso em: 13 fev. 2016
- QUINN, J.M. et al. Grassland farming and water quality in New Zealand. Tearmann, v. 7, p. 69-88, 2009.
- SCARSBROOK, M.R.; MELLAND, A.R. Dairying and water-quality issues in Australia and New Zealand. *Animal Production Science*, v. 55, n. 7, p. 856-868, 2015.
- SCARSBROOK, M.R.; BOOTHROYD, I.K.G.; QUINN, J.M. New Zealand's National River Water Quality Network: Long-term trends in macroinvertebrate communities. *New Zealand Journal of Marine and Freshwater Research*, v. 34, p. 289-302, 2000.
- SCARSBROOK, M.R. et al. Effects of climate variability on rivers: consequences for long term water quality analysis. *Journal of the American Water Resources Association*, v. 39, n. 6, p. 1435-1447, 2003.
- SELBIE, D.R., et al. Understanding the distribution and fate of nitrogen and phosphorus in OVERSEER\*. *Proceedings of the New Zealand Grassland Association*, v. 75, p. 113-118, 2013.
- SINGH, R. et al. Understanding and enhancing nutrient attenuation capacity in NZ agricultural catchments In: CURRIE, L.D.; BURKITT, L.L. (Eds.). *Moving farm systems to improved attenuation*. Palmerston North, New Zealand: Fertilizer and Lime Research Centre/Massey University, 2015. p. 44. Disponível em: <a href="http://www.massey.ac.nz/-flrc/workshops/15/Abstract\_final\_2015.pdf">http://www.massey.ac.nz/-flrc/workshops/15/Abstract\_final\_2015.pdf</a>>. Acesso em: 13 fev. 2016.
- SMITH, C.M. et al. *Towards sustainable agriculture*: freshwater quality in New Zealand and the influence of agriculture. Wellington: Ministry of Agriculture and Fisheries, 1993. (MAF Policy Technical Paper, 93/10).
- SMITH, D.G. et al. Trends in New Zealand's national river water quality network. *New Zealand Journal of Marine and Freshwater Research*, v. 30, n. 4, p. 485-500, 1996.
- SNOW, V.O.; JOHNSON, I.R.; PARSONS, A.J. The single heterogeneous paddock approach to modelling the effects of urine patches on production and leaching in grazed pastures. *Crop and Pasture Science*, v. 60, n. 7, p. 691-696, 2009.
- TANNER, C.C.; SUKIAS, J.P.S. Multiyear nutrient removal performance of three constructed wetlands intercepting tile drain flows from grazed pastures. *Journal of Environmental Quality*, v. 40, n. 2, p. 620-633, 2011.
- USGS U.S. Geological Survey. *Sparrow-related publications*. [S.n.t.]. Disponível em: <a href="http://water.usgs.gov/nawqa/sparrow/intro/pubs.html">http://water.usgs.gov/nawqa/sparrow/intro/pubs.html</a>>. Acesso em: 13 fev. 2016.
- VANT, W.N. New challenges for the management of plant nutrients and pathogens in the Waikato River, New Zealand. *Water Science and Technology*, v. 43, n. 5, p. 137-144, 2001.
- VIBART, R. et al. A regional assessment of the cost and effectiveness of mitigation measures for reducing nutrient losses to water and greenhouse gas emissions to air from pastoral farms. *Journal of Environmental Management*, v. 156, n. 1, p. 276-289, 2015.
- VOGELER, I.; BEUKES, P.; BURGGRAAF, V. Evaluation of mitigation strategies for nitrate leaching on pasture-based dairy systems. *Agricultural Systems*, v. 115, p. 21-28, 2013.

- WHEELER, D.M. et al. OVERSEER nutrient budget model what it is, what it does. In: CURRIE, L.D.; HANLY, J.A. (Eds.). *Implementing sustainable nutrient management strategies in agriculture*. Palmerston North, New Zealand: Fertiliser and Lime Research Centre/Massey University, 2006. p. 231-236.
- WILCOCK, R.J. Agricultural run-off: a source of water pollution in New Zealand? *New Zealand Agricultural Science*, v. 20, p. 98-103, 1986.
- Land-water interactions: impacts on the aquatic environment. In: MCDOWELL, R.W. (Ed.). *Environmental impacts of pasture-based farming*. Wallingford, Oxfordshire, UK: CAB International, 2009. p. 75-97.
- WILCOCK, R.; MONAGHAN, R.; WRIGHT-STOW, A. Best practice dairying catchments for sustainable growth 2013 update. Auckland: NIWA/AgResearch, 2013. Disponível em: <a href="https://www.niwa.co.nz/sites/niwa.co.nz/files/2013\_catchment\_update.pdf">https://www.niwa.co.nz/sites/niwa.co.nz/sites/niwa.co.nz/files/2013\_catchment\_update.pdf</a>. Acesso em: 13 fev. 2016.
- WILCOCK, R.J. et al. Water quality of a lowland stream in a New Zealand dairy farming catchment. *New Zealand Journal of Marine and Freshwater Research*, v. 33, n. 4, p. 683-696, 1999.
- Trends in water quality of five dairy farming streams in responses to adoption of best practice and benefits of long-term monitoring at the catchment scale. *Marine and Freshwater Research*, v. 64, n. 5, p. 401-412, 2013.
- WOODWARD, S.J.R.; STENGER, R.; BIDWELL, V.J. Dynamic analysis of stream flow and water chemistry to infer subsurface water and nitrate fluxes in a lowland dairying catchment. *Journal of Hydrology*, v. 505, p. 299-311, 2013.
- YANG, Y.S.; WANG, L. A review of modelling tools for implementation of the EU water framework directive in handling diffuse water pollution. *Water Resources Management*, v. 24, p. 1819-1843, 2010.

### CAPÍTULO 5

# Legislação e qualidade da água na produção animal

João Luis dos Santos

Especializo Consultoria joao.luis@especializo.com.br

# 1. INTRODUCÃO

Dentre as dúvidas mais comuns dos profissionais ligados à produção animal, no que se refere à qualidade de água e a seu monitoramento, estão: o padrão de qualidade, que deve ser considerado para os diversos usos na produção; os parâmetros de qualidade, que devem ser analisados; a seleção do laboratório adequado; o custo das análises.

A Lei nº 9.433, de 8 de janeiro de 1997, determina o enquadramento dos corpos d'água como um dos instrumentos da Política Nacional de Recursos Hídricos e assegura, à atual e às futuras gerações, a necessária disponibilidade de água, em padrões de qualidade adequados aos respectivos usos (BRASIL, 1997).

Atualmente, com a edição da Lei nº 9.433, o enquadramento pertence ao Sistema Nacional de Meio Ambiente (Sisnama) e ao Sistema Nacional de Recursos Hídricos (Singreh). O Artigo 10 dessa estabelece que "as classes de corpos de água serão estabelecidas pela legislação ambiental" (BRASIL, 1997). Portanto sua implementação exige a articulação entre o Singreh e o Sisnama.

As principais regulamentações para o enquadramento são as resoluções do Conselho Nacional de Meio Ambiente (Conama) e do Conselho Nacional de Recursos Hídricos (CNRH).

# 2. LEGISLAÇÃO

As normas que fazem referência aos padrões de qualidade da água para a dessedentação animal divergem no que se refere aos limites máximos de determinados parâmetros. Entretanto algumas normas são utilizadas equivocadamente como referência de qualidade. As normas que vamos analisar são as do Conama e do Ministério da Agricultura, Pecuária

e Abastecimento (Mapa), que citam o uso animal, além daquelas do Ministério da Saúde (MS), que tratam do consumo humano.

# 2.1. Portaria nº 2.914/2011 do Ministério da Saúde (MS)

A Portaria MS nº 2.914, de 12 de dezembro de 2011, norteia todos os procedimentos de controle e de vigilância da qualidade da água e o seu padrão de potabilidade para consumo humano (BRASIL, 2011b). A água consumida no meio rural deve ser tratada e atender às exigências da Portaria MS nº 2.914/2011.

Como essa Portaria é revisada a cada cinco anos, sugere-se o acompanhamento da legislação para o usuário estar sempre atualizado quanto aos procedimentos e padrões mais recentes.

Destacam-se algumas orientações e definições:

Art. 2º. Esta Portaria se aplica à água destinada ao consumo humano proveniente de sistema e solução alternativa de abastecimento de água.

Γ....

Art. 3º. Toda água destinada ao consumo humano, distribuída coletivamente por meio de sistema ou solução alternativa coletiva de abastecimento de água, deve ser objeto de controle e vigilância da qualidade da água.

Art. 4º. Toda água destinada ao consumo humano proveniente de solução alternativa individual de abastecimento de água, independentemente da forma de acesso da população, está sujeita à vigilância da qualidade da água.

Art. 5°. Para os fins desta Portaria, são adotadas as seguintes definições:

I - água para consumo humano: água potável destinada à ingestão, preparação e produção de alimentos e à higiene pessoal, independentemente da sua origem;

II - água potável: água que atenda ao padrão de potabilidade estabelecido nesta Portaria e que não ofereça riscos à saúde;

[...]

VI - sistema de abastecimento de água para consumo humano: instalação composta por um conjunto de obras civis, materiais e equipamentos, desde a zona de captação até as ligações prediais, destinada à produção e ao fornecimento coletivo de água potável, por meio de rede de distribuição;

VII - solução alternativa coletiva de abastecimento de água para consumo humano: modalidade de abastecimento coletivo destinada a fornecer água potável, com captação subterrânea ou superficial, com ou sem canalização e sem rede de distribuição;

VIII - solução alternativa individual de abastecimento de água para consumo humano: modalidade de abastecimento de água para consumo humano que atenda a domicílios residenciais com uma única família, incluindo seus agregados familiares:

[...]

Art. 21º. As análises laboratoriais para controle e vigilância da qualidade da água para consumo humano podem ser realizadas em laboratório próprio, conveniado ou subcontratado, desde que se comprove a existência de sistema de gestão da qualidade, conforme os requisitos especificados na NBR ISO/IEC 17025:2005.

[...]

Art. 24°. Toda água para consumo humano, fornecida coletivamente, deverá passar por processo de desinfecção ou cloração.

Parágrafo único. As águas provenientes de manancial superficial devem ser submetidas a processo de filtração (BRASIL, 2011b).

# 2.2. Conama nº 357 e nº 396

A Resolução do Conama nº 357, de 17 de março de 2005, estabelece as classes de qualidade para as águas superficiais, águas salobras e águas salinas (BRASIL, 2005). No Brasil, é adotado o enquadramento por classes de qualidade, que é um sistema que faz com que os padrões de qualidade estabelecidos para cada classe sejam formados pelos padrões mais restritivos dentre todos os usos contemplados naquela classe.

As águas de classe especial devem manter sua condição natural, não sendo aceito o lançamento de efluentes, mesmo que tratados, nessas águas. Para as demais classes, são admitidos níveis crescentes de poluição. A Classe 1 é a mais restritiva quanto ao despejo de poluentes, e a Classe 4, a menos restritiva. Esses níveis de poluição determinam os usos possíveis dos corpos d'água.

Para os vários usos da água, existem diferentes padrões de qualidade. Por exemplo, para se preservar as comunidades aquáticas, é necessário água com elevada concentração de oxigênio dissolvido e valores adequados de temperatura, de pH e de nutrientes, entre outros. Para navegação, os requisitos de qualidade da água são menores, com ausência de materiais flutuantes e materiais sedimentáveis que causem assoreamento do corpo d'água (ANA, 2016). Portanto, os usos da água são condicionados pela sua qualidade. As águas com usos mais exigentes, como para consumo humano, necessitam de melhor qualidade, enquanto águas com pior qualidade permitem usos menos exigentes, como para navegação.

Na Figura 1, é apresentada a relação entre as classes de enquadramento e os níveis de exigência de usos a que se destinam as águas doces, as águas salobras e as águas salinas.

O uso para dessedentação animal aparece na Seção I, que trata das águas doces:

- IV classe 3: águas que podem ser destinadas a:
- a) ao abastecimento para consumo humano, após tratamento convencional ou avançado;
- b) à irrigação de culturas arbóreas, cerealíferas e forrageiras;
- c) à pesca amadora;
- d) à recreação de contato secundário; e
- e) à dessedentação de animais (BRASIL, 2005).

A interpretação da norma nos leva a crer que a Classe 4 não é indicada para uso na dessedentação animal. Deve-se ressaltar que o objetivo principal das resoluções do Conama é conservar a qualidade da água, primariamente, para a segurança da população e dos ecossistemas. Os padrões da Classe 3 não têm como base a saúde animal, mas sim a conservação dos ecossistemas.

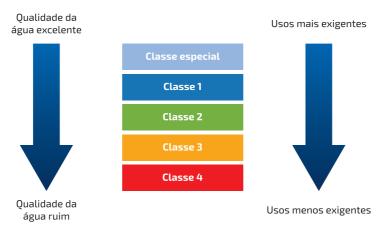


Figura 1. Classes de enquadramento e níveis de exigência de usos a que se destinam as águas doces. Fonte: ANA (2016).

Em seu capítulo III, na Seção I, Art. 11, é citado que: "O Poder Público poderá, a qualquer momento, acrescentar outras condições e padrões de qualidade, para um determinado corpo de água, ou torná-los mais restritivos, tendo em vista as condições locais, mediante fundamentação técnica" (BRASIL, 2005).

A Resolução do Conama nº 396, de 3 de abril de 2008, dispõe sobre a classificação e as diretrizes ambientais para o enquadramento das águas subterrâneas e estabelece a qualidade da água para dessedentação animal. A exemplo da Resolução do Conama nº 357/2005, a de nº 396/2008 apresenta os usos da água e define seus padrões. No Art. 35, cita-se: "Deverão ser fomentados estudos para definição de Valores Máximos Permitidos que reflitam as condições nacionais, especialmente para dessedentação de animais e irrigação" (BRASIL, 2008).

# 2.3. **Instrução Normativa nº 62** do Ministério da Agricultura, Pecuária e Abastecimento (Mapa)

A Instrução Normativa (IN) nº 62, de 29 de dezembro de 2011, que regulamenta o padrão de qualidade do leite bovino do tipo A, faz referência à quantidade e à qualidade da água. No Capítulo 3, há as seguintes orientações:

3.3.11. Abastecimento de água: a fonte de abastecimento deve assegurar o volume total disponível correspondente à soma de 100 L por animal a ordenhar e a 6 L para cada litro de leite produzido. Deve ser de boa qualidade e apresentar, obrigatoriamente, as características de potabilidade fixadas no Regulamento da Inspeção Industrial e Sanitária de Produtos de Origem Animal – RIISPOA. Deve ser instalado equipamento automático de cloração, como medida de garantia de sua qualidade microbiológica, independentemente de sua procedência;

3.3.11.1. Nos casos em que for necessário, deve ser feito o tratamento completo (floculação, sedimentação, filtração, neutralização e outras fases);

3.3.11.2. Os reservatórios de água tratada devem ser situados com o necessário afastamento das instalações que lhes possam trazer prejuízos e mantidos permanentemente tampados e isolados através de cerca. Diariamente deve ser feito o controle da taxa de cloro (BRASIL, 2011a);

O RIISPOA deve passar por revisão em breve. Alguns dos parâmetros de qualidade exigidos nele tiveram por base as normas de qualidade de água para consumo humano. O regulamento carece de revisão urgente, dada sua importância para a produção animal. O marco regulatório do setor, anunciado recentemente pelo Mapa, prevê sua revisão.

# 2.4. **Instrução Normativa nº 56** do Ministério da Agricultura, Pecuária e Abastecimento (Mapa)

A IN nº 56, de 4 de dezembro de 2007, estabelece os procedimentos para registro, fiscalização e controle de estabelecimentos avícolas de reprodução e de estabelecimentos avícolas comerciais. Em seu capítulo II, que trata do registro dos estabelecimentos avícolas, Art. 9º, é necessário para a realização do registro:

VIII – documento comprobatório da qualidade microbiológica, física e química da água de consumo, conforme padrões da vigilância sanitária, ou atestado da utilização de fornecimento de água oriunda de serviços públicos de abastecimento de água (BRASIL, 2007).

No capítulo III sobre a fiscalização, lê-se:

Art. 21. Os estabelecimentos avícolas comerciais e de reprodução deverão adotar as seguintes ações:

[...]

VIII – realizar análise física, química e bacteriológica da água, conforme os padrões estabelecidos na Resolução do Conama nº 357, de 17 de março de 2005, à exceção de contagem de coliformes termotolerantes, que deverá seguir o padrão estabelecido pela Portaria do Ministério da Saúde nº 518, de 25 de março de 2004 [...] (BRASIL, 2007).

A IN nº 56/2007 foi alterada por meio do Ofício Circular Conjunto DFIP – DSA nº 1/2008, que selecionou os parâmetros de qualidade de água a serem monitorados na avicultura. No Quadro 1, apresentam-se os parâmetros selecionados e seus respectivos valores máximos permitidos (VMP). A circular ainda destaca que, quando o parâmetro sólidos totais dissolvidos (STD) apresentar valor superior a 500 mg/L, deve-se avaliar todos os demais parâmetros pela Resolução do Conama nº 357/2005 ou pela Resolução do Conama nº 396/2008, conforme segue:

Sólidos totais dissolvidos indicam a concentração de minerais, como cálcio, magnésio, enxofre, sódio e cloretos na água. Valores elevados podem prejudicar o consumo de água, o desempenho e a saúde do lote. Para valores de STD maiores do que 500 mg/L, deverão ser determinadas as concentrações de cada elemento de acordo com os parâmetros das Resoluções do Conama nº 357/2005 e nº 396/2008.

Outro ponto que deve ser comentado sobre essa norma é que o Art. 9º recomenda que a qualidade microbiológica, física e química da água de consumo deve seguir padrões da vigilância sanitária. Nesse caso, o padrão deveria ser o da Portaria MS nº 2.914/2011, e não o da Resolução do Conama nº 357/2005 como diz o Art. 21.

# 2.5. **Instrução Normativa nº 19** do Ministério da Agricultura, Pecuária e Abastecimento (Mapa)

A IN nº 19, de 15 de fevereiro de 2002, regulamenta a produção de suínos e traz um único parágrafo sobre a qualidade da água. No item 3.1.6., lê-se: "utilizar água de fonte conhecida, que não seja de cursos naturais, para o abastecimento da granja, com reservatórios protegidos, limpos e desinfetados, no mínimo, a cada seis meses" (BRASIL, 2002).

Curso de água é qualquer corpo de água, tais como rios, córregos, riachos, regatos e ribeiros. Tais cursos estão sujeitos a mudanças repentinas de qualidade, seja pela ação antrópica ou pela ação natural. Desse modo, a IN nº 19 pretende orientar que a água utilizada, seja de origem conhecida pelo usuário, tenha qualidade controlada e não esteja sujeita a qualquer tipo de contaminação fora de seu controle.

### 2.6. Normas internacionais

Muitos países têm normas específicas quanto ao padrão de qualidade de água recomendado para produção de aves, suínos, bovinos, equinos, ovinos e outras espécies. Podemos citar recomendações como as do: National Research Council (NRC, 2001) e o "Livestock Water Quality" (OLKOWSKI, 2009) .

O Quadro 1 apresenta a correlação entre diversas normas nacionais e normas internacionais.

Com exceção da IN nº 19/2002, que não traz nenhuma referência específica de qualidade da água para produção de suínos, podemos observar que determinados parâmetros têm VMP totalmente divergentes. Podemos citar o pH, que não aparece na IN nº 62/2011, mas que, no Quadro 1, o NRC orienta que o pH esteja entre 6 e 8,5, sob o risco da ocorrência de acidose (pH<6) ou alcalose (pH>8,5). Na IN nº 56/2007, o VMP de pH situa-se entre 6 e 9, mas, na avicultura, é desejável pH ácido, havendo até mesmo práticas de uso de ácidos

Quadro 1. Comparativo de valores máximos permitidos (VMP) entre legislações ambientais, instruções normativas e recomendações internacionais do padrão de qualidade da água utilizada em produção de aves, de suínos e de leite.

	CONAMA nº 396	CONAMA nº 357	IN nº 62 RIISPOA	IN nº 56 COMANA	<sup>1</sup> NRC - Leite	<sup>2</sup> NCSU	
Parâmetros ambientais				nº 357/396 - Aves	NAC - Leite	AVES	suínos
	VMP	VMP	VMP	VMP	VMP	VMP	VMP
Enterococos UFC/mL	-	-	-	-	-	-	_
Coliformes Termotolerantes NMP/100 mL	1000	200/100 mL	-	-	-	-	-
E. Coli NMP/100 mL	opção aos Termotolerantes	200/100 mL	-	0/100 mL	AUSENTE	-	-
Bactérias Totais UFC/mL	-	-	< 500	-	-	0	-
Coliformes Totais	-	-	<5+/10mL >5-/1,0 e 0,1mL	-	AUSENTE	0	-
Bactérias Heterotróficas UFC/100mL	-	-	-	-	-	-	-
Cor Verdadeira mg Pt/L	75	-	Incolor	-	-	-	-
рН	6 - 9	-	-	6 - 9	6,0 a 8,5	6,8 a 7,5	5 a 8
Turbidez - UNT	100	-	-	-	-	< 15	-
Parâmetros Inorgânicos							
Alumínio	5	0,2		-	-	-	5
Arsênio	0,2	0,033	0,05	-	-	-	0,5
Bário	-	1	-	-	-	-	-
Berílio	0,1	0,1	-	-	-	-	0,1
Boro	5	0,75	-	-	-	-	5
Cádmio	0,05	0,01	-	-	-	-	0,02
Cálcio	-	-	-	-	-	60	1000
Chumbo	0,1	0,033	0,1	-	-	-	
Cianeto	-	0,022	-	-	-	-	
Cloreto	-	250	-	< 250	250	14	< 250
Cloro	-	-	1	-	-	2 a 3	
Cobalto	1	0,2	-	-	-	-	1
Cobre	0,5	0,013	3	-	2	0,002	5
Cromo (Cr III + Cr VI)	1	0,05	-	-	-	-	1
Dureza	-	-	20	< 110	< 180	60 a 180	
Ferro	-	5	-	-	0,3	0,2	< 0,2
Fluoreto	2	1,4	-	-	-	-	
Lítio	-	2,5	-	-	-	-	
Manganês	0,05	0,5	-	-	0,1	-	-
Magnésio	-	-	0,03	-	-	14	-
Mercúrio	0,01	0,002	-	-	-	-	-
	0,15						

<sup>&</sup>lt;sup>1</sup>National Research Council

Fonte: Santos (2015)

<sup>&</sup>lt;sup>2</sup>North Carolina State University

Quadro 1. Continuação.

	CONAMA	CONAMA	IN nº 62	IN nº 56 COMANA	INDO L.t.	<sup>2</sup> NCSU	
Parâmetros Inorgânicos	nº 396 Dessed. Animal	nº 357 Art. 16 - Tab. 3	RIISPOA Art. 62 - Leite	nº 357/396 - Aves	<sup>1</sup> NRC - Leite	AVES	suínos
	VMP	VMP	VMP	VMP	VMP	VMP	VMP
Níquel	1	0,025	-	-	-	-	1
Nitrato como N	9	10	-	< 10	10	10	100
Nitrito como N	10	1	0,002	-	-	0,4	10
Nitrogênio amoniacal	-	-	0,005	-	-	-	-
Prata	0	0,05	-	-	-	-	-
Selênio	0,05	0,05	-	-	-	-	0,05
Sódio	-	-	-	-	20	32	-
Sólidos Dissolvidos Totais	-	500	500	500	1000	< 1000	3000
Sulfato	100	250	0,01	250	< 500 Bezerros < 1000 Adultos	125	1000
Urânio	0,2	0,02	-	-	-	-	0,2
Vanádio	0,1	0,1	-	-	-	-	1
Zinco	24	5	15	-	-	0	50

<sup>&</sup>lt;sup>1</sup>National Research Council

Fonte: Santos (2015)

orgânicos para tal finalidade, as quais vão desde o controle de salmonelas até a melhoria dos resultados zootécnicos e da morfologia intestinal (VIOLA; VIEIRA, 2007).

Os parâmetros cobre, sulfato e zinco são os únicos que estão presentes em todas as normas, mas que sofrem divergência entre as recomendações para a mesma espécie. Enquanto na Resolução do Conama nº 396/2008, o VMP para zinco é de 24 mg/L, na IN nº 62/2011 é de 15 mg/L e na IN nº 56/2007 é de 5 mg/L. Os níveis de ferro nas normas brasileiras estão muito acima dos recomendados nas normas internacionais, cujas recomendações orientam que o balanço nutricional deve ser feito com base na qualidade da água servida, para não haver risco de intoxicação e de morte de animais, casos que podem ocorrer com sulfatos e nitratos.

Na produção de leite, um trabalho recentemente realizado pela Pennsylvania State University mostra a preocupação que outros países têm com a qualidade da água. Foram analisadas 174 amostras de diversas regiões do estado para os seguintes parâmetros: pH, STD, nitrato, dureza, cálcio, magnésio, sódio, ferro, manganês, cloreto e sulfato de cobre. Tais parâmetros, quando excedem determinados valores, podem causar perdas na produtividade, na produção e até na reprodução, segundo o estudo. A média de produção de leite nas fazendas avaliadas era de 25 kg/vaca/dia. Vinte e seis por cento das fontes de água apresentaram pelo menos um parâmetro com níveis de contaminação que poderiam reduzir a produção de leite. Nas fazendas com boa qualidade da água, a produção de leite foi de 28 kg/vaca/dia. Fazendas com mais 34 kg/leite/vaca/dia não apresentaram problemas de qualidade da água. Fazendas com menos 22 kg/leite/vaca/dia apresentaram 32% de problemas de qualidade da água (SWISTOCK, 2016).

<sup>&</sup>lt;sup>2</sup>North Carolina State University

# 3. ANÁLISES DE ÁGUA EM PRODUÇÃO ANIMAL

A confusão gerada por normas diversas com parâmetros tão divergentes coloca em dúvida o padrão ideal de qualidade que se espera da água para uso na produção animal.

Podemos citar como usos nos sistemas de produção animal as seguintes atividades:

- a) Dessedentação animal;
- b) Limpeza e afastamento de dejetos;
- c) Limpeza e sanitização de ambientes e de utensílios;
- d) Consumo humano:
- e) Irrigação.

O padrão de qualidade esperado para qualquer uma dessas aplicações deve ser, primariamente, aquele que não cause prejuízos à qualidade dos produtos e ao bem-estar dos animais. Águas contaminadas microbiologicamente causam contaminação de alimentos (leite) e problemas à saúde humana e animal. Águas com dureza alta (acima de 150 ppm) ou matéria orgânica (turbidez) elevada causam incrustações, entupimentos e crescimento microbiano em redes de abastecimento e em sistemas de aspersão e de irrigação.

Trabalhar com diferentes padrões de qualidade de água para diversas finalidades na produção animal será sempre um risco iminente. Utilizar água sem tratamento para limpeza grossa, como afastamento de dejetos, e outra água tratada para limpeza de superfícies e de utensílios que exigem maior higiene não garante que um erro operacional não possa colocar em risco todo um trabalho de sanitização e de higienização realizado adequadamente em um primeiro momento.

Recentemente o Ministério do Trabalho tem cobrado de produtores, desde pequenas produções familiares até grandes cooperativas, que a água servida aos trabalhadores seja potável, dentro dos requisitos de exigências da atual Portaria MS nº 2.914/2011. Além disso, sabe-se que não apenas a água ingerida pode causar doenças ao trabalhador, mas também aquela que é aspirada na forma de gotículas e a de contato dérmico.

O Quadro 2 traz um comparativo entre o VMP exigido para consumo humano da Portaria MS nº 2.914/2011 e as Instruções Normativas nº 62/2011 e nº 56/2007.

Observa-se que, em alguns casos, como para o parâmetro STD, a IN  $n^o$  62/2011 e a IN  $n^o$  56/2007 são mais restritivas do que a Portaria MS  $n^o$  2.914/2011.

Quadro 2. Comparativo de valores máximos permitidos (VMP) entre a Portaria MS nº 2.914/2011 e as Instruções Normativas nº 62/2011 e nº 56/2007.

Parâmetros ambientais	Portaria 2914/2011	IN nº 62 - RIISPOA Art. 62 - Leite	IN nº 56 - COMANA nº 357/396 - Aves	
- -	VMP	VMP	VMP	
Enterococos UFC/mL	-	-	-	
Coliformes Termotolerantes NMP/100 mL	AUSENTE	-	AUSENTE	
E. Coli - NMP/100 mL	AUSENTE	-	-	
Bactérias Totais UFC/mL	-	< 500	-	
Coliformes Totais	-	<5+/10mL >5-/1,0 e 0,1mL	-	
Bactérias Heterotróficas UFC/100mL	AUSENTE	-	-	
Cor Verdadeira - uH	15	Incolor	-	
рН	6,0 A 9,0	-	-	
Turbidez - uT	5	-	-	

Quadro 2. Continuação.

Parâmetro Inorganicos	Portaria 2914/2011	IN nº 62 - RIISPOA Art. 62 - Leite	IN nº 56 - COMANA nº 357/396 - Aves	
-	VMP	VMP	VMP	
Alumínio	0,2	-	0,2	
Arsênio	0,01	0,05	0,033	
Bário	0,7	-	1	
Berílio	-	-	0,1	
Boro	-	-	0,75	
Cádmio	0,005	-	0,01	
Calcio	-	-	-	
Chumbo	0,01	0,1	0,033	
Cianeto	0,07	-	0,022	
Cloreto	250	-	250	
Cloro	0,5 a 2,0	1	-	
Cobalto	-	-	0,2	
Cobre	2	3	0,013	
Crômio (Cr III + Cr VI)	0,05	-	0,05	
Dureza	500	20	-	
Ferro	0,3	-	5	
Fluoreto	-	-	1,4	
Lítio	-	-	2,5	
Manganês	0,1	-	0,5	
Magnésio	-	0,03	-	
Mercúrio	0,001	-	0,002	
Molibdênio	-	-	-	
Níquel	0,07	-	0,025	
Nitrato como N	10	-	10	
Nitrito como N	1	0,002	1	
Nitrogênio amoniacal	1,5	0,005	-	
Prata	-	-	0,05	
Selênio	0,01	-	0,05	
Sódio	200	-	-	
Sólidos Dissolvidos Totais	1000	500	500	
Sulfato	250	0,01	250	
Urânio	0,03	-	0,02	
Vanádio	-	-	0,1	
Zinco	5	15	5	

A dureza, embora nem seja citada na IN nº 62/2011, é a maior causa de problemas nas manutenções em resistências dos aquecedores de água, corrosão de inox e entupimento de nebulizadores no free stall. Na IN nº 56/2007, a recomendação é de água mole (<110 mg/L), enquanto pela Portaria MS nº 2.914/11 seria considerada extremamente dura água com 500 mg/L, porém potável para os padrões de consumo humano.

O Quadro 3 apresenta parâmetros cujo monitoramento é orientado pelo NRC.

Quadro 3. Parâmetros que o NRC recomenda monitorar na produção de leite e seus impactos.

PARÂMETROS	NRC	ORIENTAÇÕES E ADVERTÊNCIAS		
FÍSICO-QUÍMICO	VMP			
pН	6,5-8,5	< 6,5 causa acidose > 8,5 causa alcalose		
	< 1.000	Seguro		
0/11.1 m - 1	1.000-2.999	Geralmente seguro, mas pode causar diarreia		
Sólidos Totais Dissolvidos - mg/L	3.000-4.999	Afeta ingestão, desempenho e pode causar diarreia		
Dissolvidos - Ilig/ L	4.999-6.999	Deve ser evitado por vacas gestantes e lactantes		
	>7.000	Riscos à saúde e reprodução do gado		
	0-60	Macia		
D/I	61-120	Moderada - problemas de manutenção		
Dureza - mg/L	121-180	Dura - problemas de manutenção		
	>180	Muito dura - problemas de manutenção		
Cloretos - mg/L	250	Acima de 250 mg/L, risco de redução de consumo		
Sódio - mg/L	20	Mais que 20 mg/L, considerar no balanço da ração		
Sulfato - mg/L	< 500 bezerros < 1000 Adultos	Pode causar problemas de saúde. Causa deficiências de Cu, Zn, Fe e Mg, taxas de crescimento baixa, infertilidade e baixa imunidade. Deficiência de vitamina B1. Pode causar a morte.		
	0-10	Consumo seguro pelo gado		
	10-20	Seguro, se balanceado na dieta		
Nitrato (N) - mg/L	20-40	Perigoso, se utilizado por muito tempo		
	40-100	Possibilidade de morte		
	100	Inseguro, risco de morte, não utilize essa água		
Ferro - mg/L	1,30	Redução de consumo e problemas metabólicos		
Manganês - mg/L	0,05	Redução de consumo e problemas metabólicos		
Cobre - mg/L	1,00	Redução de consumo		

Fonte: NRC (2001) e adaptado de Santos (2015).

Na produção de leite, alguns contaminantes da água, tais como nitratos, cloreto de sódio e sulfatos, têm sido associados ao baixo desempenho zootécnico e à depressão da saúde dos animais. No entanto, a maioria dos contaminantes da água tem efeito ainda desconhecido. Isso é também verdadeiro para águas com baixas concentrações de contaminantes e consumidas durante longos períodos. Não há dados evidentes nem estudos aprofundados na literatura científica que comprovem que água de má qualidade tenha causado problemas na produção. Porém a observação empírica é de que a qualidade da água pode causar redução na produção e na produtividade ou doenças; por isso esses aspectos devem ser considerados para investigar tais problemas (NRC, 2001).

Do mesmo modo, aves e suínos podem vivenciar impactos negativos causados pela qualidade da água que ainda são desconhecidos e que precisam ser mais bem investigados, sob o risco de causarem prejuízos para esses setores de produção.

# 4. DEFINIÇÃO DAS ANÁLISES A SEREM REALIZADAS EM FUNÇÃO DO TIPO DE USO

De acordo com a finalidade de uso da água, diferentes normas deverão ser seguidas e isso dependerá de qual órgão exigirá a análise. Caso tenha que atender a uma exigência da

Agencia Nacional de Vigilância Sanitária (Anvisa), o padrão de qualidade da água para consumo humano dentro de uma área de produção animal deverá seguir a Portaria MS nº 2.914/2011. Entretanto, se a exigência referir-se ao padrão de qualidade para uso na produção animal, e se esse padrão for requerido pelos órgãos ligados ao Mapa, então o usuário deverá seguir as respectivas instruções normativas. A Anvisa não aceitará laudos de análises emitidos por laboratório que não seja acreditado de acordo com seus critérios. No entanto, os fiscais do Mapa não aceitarão laudos cujos parâmetros tenham sido analisados segundo as exigências da Anvisa.

O fato é que algumas confusões podem surgir quando dois órgãos distintos solicitam análise da água. Caso a exigência venha do Mapa, este demandará o laudo de um laboratório credenciado no órgão. Caso ela seja do MS/Anvisa, o laudo deverá ser de laboratórios acreditados pelas normas dessa agência. Nesse caso, poderá ocorrer a situação de as mesmas análises serem realizadas duas vezes em diferentes laboratórios para atender a diferentes exigências.

Ao planejar as análises, o produtor ou a empresa deve antes saber para onde deverá encaminhar suas amostras. Para tanto, é necessário saber quem está exigindo a análise da água. Seja um órgão fiscalizador do Mapa, seja Anvisa ou outro órgão de fiscalização ambiental, o laboratório deve estar habilitado para emissão de laudos de análises acreditados pelo Instituto Nacional de Pesos e Medidas ou outro indicado pelo próprio requisitante das análises.

Outra situação seria o caso de realizar uma análise apenas para conhecer a água com finalidade de adoção de técnicas de tratamento para adequação da qualidade, sem necessidade de apresentação de laudos oficiais. Nesse caso, podem ser adotadas técnicas mais simples e menos precisas de análise, como os kits de análise de campo. Isso se justifica, pois saber que a água tem 250 mg/L de dureza em análise realizada por kit de campo com variação de 10 mg/L para mais ou para menos não muda o fato de que a água seja dura.

# ENVIANDO A AMOSTRA PARA ANÁLISE

A seleção do laboratório deve levar em conta o seu credenciamento nos respectivos órgãos reguladores para a realização segura desses exames e para a emissão de um laudo que seja válido e aceito pelos órgãos de fiscalização.

Laboratórios de análises ambientais devem ser acreditados pela ABNT NBR ISO/IEC 17025:2005 e realizar análises de águas e de efluentes de acordo com as exigências do Conama e do MS/Anvisa, além dos órgãos estaduais de fiscalização ambiental. No site do Instituto Nacional de Metrologia, Qualidade e Tecnologia (Inmetro), é possível consultar a lista de laboratórios acreditados, bem como seu escopo de acreditação.

Laboratórios de análises na produção animal são geridos pela Coordenação-Geral de Apoio Laboratorial (CGAL), que é responsável pela gestão da Rede Nacional de Laboratórios Agropecuários. Compete à CGAL gerir, coordenar, alocar recursos, monitorar, auditar e definir diretrizes e estratégias para o funcionamento dos Laboratórios Nacionais Agropecuários (Lanagros) e para a operação da Rede como um todo. No site do Mapa, consta a relação de laboratórios credenciados para realizar tais análises, bem como seu escopo.

Normalmente, os laboratórios oferecem o serviço de coleta, o que seria mais indicado para a segurança do procedimento. Mas caso a coleta seja feita pelo próprio interessado, deve-se garantir que a amostra chegue em menos de 24 horas ao laboratório e que esteja conservada em gelo.

O custo financeiro da análise depende muito dos parâmetros a serem analisados e da quantidade de amostras enviadas. Alguns parâmetros são analisados em associação com vários outros, como uma "corrida" de metais. Trata-se do preparo de uma amostra para análise de metais nela presentes. Quando essa amostra é inserida em um equipamento que analisa metais, ele pode detectar 31 metais que constam na tabela periódica. Entretanto, se o solicitante pede apenas análise de ferro, de chumbo, de cobre e de alumínio, o resultado dos demais 27 metais será desprezado e o valor da análise não será tão diferente da análise completa.

O custo também depende da região e da operação envolvida na coleta. Um detalhe ao qual se deve estar atento é que muitos laboratórios não realizam todos os ensaios acreditados e podem terceirizar as análises para outros laboratórios ou até mesmo realizar sem acreditação e não informar ao solicitante, o qual poderá depois ter problemas com os órgãos reguladores.

Quanto aos parâmetros a serem analisados, haverá exigência de acordo com o órgão que requer a análise. Para atender a IN nº 62/2011, deverão ser analisados os parâmetros exigidos pelo Art. 62 do Riispoa. Mas para atender a IN nº 56/2007, deve-se seguir a orientação do Oficio Circular Conjunto DFIP – DSA nº 1/2008. Caso a exigência seja da Anvisa, deverá atender à Portaria MS nº 2.914/2011 ou aquela que a substitua, visto que em 2016 essa portaria deverá ser revogada para entrar em vigor uma nova.

# 6. CONSIDERAÇÕES FINAIS

Os atuais níveis de requisitos de excelência na produção exigem atenção a detalhes que antes passavam despercebidos – e a água certamente é um deles.

Quando todas as melhorias genéticas, nutricionais, ambientais e sanitárias forem tomadas e os resultados não refletirem o esperado, resta investigar a água e seus impactos na produção.

Profissionais do segmento de produção animal não podem continuar ignorando as normas, ainda que elas não reflitam exatamente o ideal, pois nos dão uma direção para onde seguir. Os setores devem investir em conhecer a água utilizada e adequar-se para sua realidade a fim de obter o melhor resultado de suas atividades.

Nenhuma água, por melhor que seja sua fonte, é segura para o consumo humano e animal depois de extraída e armazenada em reservatórios.

Ao se definir os parâmetros a serem analisados, devem-se considerar, além das exigências legais, outros parâmetros que estudos e pesquisas demonstrem serem prejudiciais, bem como seus níveis permitidos na água para cada uso.

Conhecer a qualidade da água deveria ser o primeiro passo antes de qualquer investimento em outras tecnologias, como medicamentos, processos de limpeza, nutrição, ambiência e tantas outras com altos custos, que podem ser impactadas negativamente pela qualidade da água.

# REFERÊNCIAS

ABNT - Associação Brasileira de Normas Técnicas. *ISO/IEC 17025:2005*. Rio de Janeiro: ABNT, 2005 ANA - Agencia Nacional das Águas. Portal da Qualidade das Águas. *Enquadramento* - bases conceituais. Brasília, [s.d.]. Disponível em: <a href="http://portalpnqa.ana.gov.br/enquadramento-bases-conceituais.aspx">http://portalpnqa.ana.gov.br/enquadramento-bases-conceituais.aspx</a>>. Acesso em: 25 jan. 2016.

BRASIL. Ministério da Agricultura, Pecuária e Abastecimento. *Regulamento da Inspeção Industrial e Sanitária de Produtos de Origem Animal (RIISPOA)*. Rio de Janeiro, 29 mar. 1952.

- Lei nº 9.433, de 8 de janeiro de 1997. Institui a Política Nacional de Recursos Hídricos, cria o Sistema Nacional de Gerenciamento de Recursos Hídricos, regulamenta o inciso XIX do art. 21 da Constituição Federal, e altera o art. 1º da Lei nº 8.001, de 13 de março de 1990, que modificou a Lei nº 7.990, de 28 de dezembro de 1989. *Diário Oficial [da] União*, Brasília, DF, 9 jan. 1997.

- . Ministério do Meio Ambiente. Conselho Nacional do Meio Ambiente. Resolução CONAMA nº 396, de 3 de abril de 2008. Dispõe sobre a classificação e diretrizes ambientais para o enquadramento das águas subterrâneas e dá outras providências. *Diário Oficial [da] União*, Brasília, DF, 7 abr. 2008.

- NRC National Research Council. *Nutrient requirements of dairy cattle*: seventh revised edition, 2001. Washington, D.C.: National Academy of Sciences, 2001. Disponível em: <a href="http://www.nap.edu/catalog/9825/nutrient-requirements-of-dairy-cattle-seventh-revised-edition-2001">http://www.nap.edu/catalog/9825/nutrient-requirements-of-dairy-cattle-seventh-revised-edition-2001</a>>. Acesso em: 25 jan. 2016.
- OLKOWSKI, A.A. Livestock Water quality: a field guide for cattle, horses, poultry and swine. Saskatchewan: University of Saskatchewan/Agriculture and Agri-Food Canada, 2009
- SANTOS, J. L. DOS. Potencial da água de chuva na produção de leite e o impacto na redução do consumo. Dissertação (mestrado) – Universidade Estadual de Campinas, Faculdade de Engenharia Agrícola. 113p. 2015.
- SWISTOCK, B. Results from testing of livestock water supplies in PA. Pen State Extension, [s.d.]. Disponível em: <a href="http://extension.psu.edu/natural-resources/water/courses/water-resource-webinars/webinars/results-from-testing-of-livestock-water-supplies-in-pennsylvania/pdf-copy-of-presentation">http://extension.psu.edu/natural-resources/water/courses/water-resource-webinars/webinars/results-from-testing-of-livestock-water-supplies-in-pennsylvania/pdf-copy-of-presentation</a>. Acesso em: 25 jan. 2016.
- VIOLA, E.S.; VIEIRA, S.L. Suplementação de acidificantes orgânicos e inorgânicos em dietas para frangos de corte: desempenho zootécnico e morfologia intestinal. Revista Brasileira de Zootecnia, v. 36, n. 4, p. 1097-1104. 2007.

# CAPÍTULO 6

# Modelo de gestão e de licenciamento ambiental para a suinocultura brasileira

Rodrigo da Silveira Nicoloso, Paulo Armando Victória de Oliveira

Pesquisadores da Embrapa Suínos e Aves rodrigo.nicoloso@embrapa.br; paulo.armando@embrapa.br

A suinocultura é com frequência vista como uma atividade altamente poluidora do ambiente. Essa opinião se destaca principalmente no meio urbano, cuja população está cada vez mais afastada do meio rural e onde as informações sobre essa atividade, em geral, chegam incompletas e, muitas vezes, infladas de preconceito. A suinocultura, nas décadas de 1970/1980, desenvolveu-se como atividade econômica, sobretudo, em pequenas propriedades com mão de obra familiar e baixo nível tecnológico. Naquele momento, as preocupações ambientais ficavam em segundo plano em relação à necessidade de aumento da produtividade animal, melhoria das condições sanitárias dos rebanhos e da lucratividade da atividade. À medida que a economia foi se globalizando e as unidades de produção de suínos foram crescendo em escala, a questão ambiental passou a ter papel de destaque nos fóruns de discussão sobre a suinocultura brasileira, tendo em vista a crescente demanda por sistemas de produção mais sustentáveis.

As pesquisas lideradas pela Embrapa, universidades e instituições de pesquisa brasileiras desenvolveram tecnologias para reduzir o consumo de água e a produção de dejetos nas granjas. A melhoria na nutrição, na ambiência e na sanidade dos rebanhos contribuiu com uma melhor conversão alimentar, o que reduziu a excreção de nitrogênio, fósforo, potássio e outros nutrientes nos dejetos. Além disso, foram atualizadas as recomendações de adubação e foram desenvolvidas novas tecnologias de aplicação dos fertilizantes orgânicos ao solo, que melhoram a eficiência agronômica e mitigam os impactos ambientais da reciclagem desses resíduos na agricultura, assim como tecnologias para o manejo e tratamento dos efluentes da suinocultura, que visam à redução do potencial poluidor dos dejetos e à geração de coprodutos de interesse econômico, notadamente fertilizantes orgânicos e energia. Dessa forma, várias tecnologias estão, atualmente, disponíveis e validadas para aplicação e uso no setor produtivo.

No entanto, duas perguntas são recorrentes quando se discute suinocultura e meio ambiente: Qual é a solução para o problema ambiental da suinocultura? Qual é a melhor tecnologia para resolver o problema dos dejetos suínos? A resposta é complexa e não existe uma única solução para essas questões, pois para cada propriedade existe um arranjo tecnológico mais adequado. Portanto, o que existe são tecnologias que apresentam aplicações e limitações específicas que devem ser adotadas de acordo com as características e necessidades específicas de cada granja. A gestão ambiental adequada de uma granja de suínos depende, portanto, de um trabalho conjunto de técnicos e produtores rurais visando à seleção e uso de um arranjo tecnológico mais apropriado de acordo com a demanda e necessidade da granja. No entanto, há que se reconhecer que, devido à grande variabilidade observada nos sistemas de produção de suínos e nas condições de solo, clima, relevo e estruturas fundiárias existentes no Brasil, a escolha de uma tecnologia pode ser uma decisão bastante complexa de ser tomada por técnicos e produtores.

Nesse sentido, a Embrapa Suínos e Aves desenvolveu um modelo de apoio à tomada de decisão, baseado nos resultados gerados pela pesquisa, que está disponível para técnicos, produtores rurais e órgãos ambientais e que possibilita a gestão ambiental da suinocultura de acordo com as demandas das propriedades rurais e também dos órgãos ambientais que regulamentam essa atividade no Brasil. O modelo envolve os critérios técnicos necessários para determinar a capacidade de alojamento de animais em uma granja de suínos a partir do consumo de água, produção de dejetos e de excreção de nutrientes pelos animais, demanda de nutrientes nas áreas agrícolas, eficiência de remoção e/ou segregação de nutrientes nos sistemas de armazenamento e/ou tratamento de efluentes. Além disso, o modelo também estabelece um plano de monitoramento da qualidade do solo nas áreas agrícolas licenciadas para aplicação dos fertilizantes orgânicos. Esse modelo foi adotado de forma pioneira como base técnica para a atualização da IN11/2014 (FATMA), que regulamenta o licenciamento ambiental da suinocultura no Estado de Santa Catarina. Espera-se que esse modelo seja difundido para outros Estados produtores de suínos, padronizando os procedimentos para a gestão ambiental da suinocultura e também os processos de licenciamento da atividade em todo o país. A seguir, discutiremos brevemente os critérios técnicos adotados nesse modelo de gestão ambiental da suinocultura.

# 1. CONSUMO DE ÁGUA E PRODUÇÃO DE DEJETOS

A Embrapa vem desenvolvendo modelos matemáticos capazes de determinar, com boa precisão, o consumo de água e a produção de dejetos e de nutrientes nas unidades de produção de suínos, tendo como objetivo a geração de cenários como ferramenta de auxílio na tomada de decisão por produtores e técnicos. Na Tabela 1, são apresentados o consumo de água, a produção de dejetos e a excreção de nutrientes de acordo com os diferentes sistemas de produção de suínos. Os dados que compõem a tabela foram compilados e validados a partir dos resultados de pesquisa desenvolvida no Brasil.

Pode-se observar que houve uma redução nos valores do volume de dejetos produzidos pelos suínos em relação aos adotados pela antiga Instrução Normativa da FATMA (IN11/2004) para o licenciamento da suinocultura no Estado de Santa Catarina. Podemos citar como exemplo o valor de 7 L de dejetos/suínos/dia produzidos em unidades de crescimento e terminação (OLIVEIRA, 1993), que era usado como referência nos projetos para o dimensionamento de unidades de armazenamento ou tratamento. Porém, atualmente, com a adoção das boas práticas de produção e o uso de uma gestão mais eficiente da água e do manejo dos dejetos, reduziu-se o volume de dejetos produzidos para 4,50 L de dejetos/suínos/dia. Os valores citados na Tabela 1 foram obtidos em trabalhos de pesquisa realizados

Tabela 1. Consumo de água, produção de dejetos e excreção de nutrientes de acordo com o sistema de produção de suínos.

g* . 1 1 7	mm. • d . d .	idade Água	Dejetos	Excreção de nutrientes		
Sistema de produção	Unidade			N	P <sub>2</sub> O <sub>5</sub>	K <sub>2</sub> O
		L anin	nal¹ dia¹	kg	ganimal <sup>-1</sup> an	10 <sup>-1</sup>
U.P. Ciclo Completo <sup>1</sup>	matriz	72,90	47,10	85,70	49,60	46,90
U.P. Leitões Desmamados <sup>2</sup>	matriz	27,80	16,20	14,50	11,00	9,60
U.P. Leitões²	matriz	35,30	22,80	25,70	18,00	19,40
U.P. Leitões em Creche	leitão	2,50	2,30	0,40	0,25	0,35
U.P. Suínos em Terminação <sup>3</sup>	suíno	8,30	4,50	8,00	4,30	4,00
Wean-to-finish (single stock)	suíno	10,80	6,80	8,40	4,55	4,35
Wean-to-finish (double stock)	suíno	6,65	4,55	4,40	2,40	2,35

N- Nitrogênio, P<sub>2</sub>O<sub>5</sub>- Pentóxido de Fósforo, K<sub>2</sub>O- Óxido de Potássio.

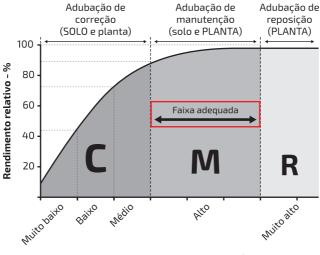
que observaram o consumo de água, a produção e as características físico-química dos dejetos em várias granjas de produção de suínos, na região oeste catarinense, no período compreendido de 2011 a 2015.

# 2. RECICLAGEM DOS DEJETOS NA AGRICULTURA E DIMENSIONAMENTO DE REBANHOS

A aplicação dos fertilizantes orgânicos, gerados a partir dos dejetos suínos, em solos agrícolas deve obedecer aos mesmos critérios agronômicos estabelecidos pela pesquisa para fertilizantes minerais. Cada Estado brasileiro tem um sistema mais ou menos desenvolvido de recomendações oficiais de adubação, que, embora apresente diferenças entre si de acordo com o tipo de solo, clima e plantas cultivadas na região, segue os mesmos princípios agronômicos. Para os Estados do Rio Grande do Sul e de Santa Catarina, as recomendações oficiais de adubação são definidas pela Sociedade Brasileira de Ciência do Solo (SBSC), por meio de um manual de adubação e calagem, com atualizações frequentes (1995, 2004 e 2015 - previsão). De maneira geral, entende-se que, quando o solo apresenta baixos teores de nutrientes, a produtividade das culturas é limitada pela quantidade de nutrientes disponível no solo; assim, espera-se elevada resposta (aumento de produtividade) à aplicação de fertilizantes (Figura 1). Nessa situação, deve-se realizar adubação de correção, fornecendo nutrientes para elevar a fertilidade do solo e nutrir adequadamente a planta. Quando o solo já corrigido apresenta teores altos de nutrientes, espera-se baixa resposta à adubação - nesse caso, adota-se a adubação de manutenção, que mantém o teor de nutriente no solo na classe alta de disponibilidade para as plantas. Já quando o solo se enquadra na classe de disponibilidade muito alta, não se espera resposta à adubação – nesse caso, a adubação se limita apenas a fornecer a quantidade de nutrientes extraídas pelas plantas. Na Figura 1, também consta uma tabela que relaciona a dose de fósforo a ser aplicada de acordo com o teor desse nutriente no solo e a expectativa de rendimento de milho conforme a SBSC (2004).

No momento de dimensionar uma granja de suínos, é importante considerar que se trata de um investimento a longo prazo e que o seu planejamento deve ser feito de

<sup>&</sup>lt;sup>1</sup>Considerando 2,35 partos por matriz alojada por ano, a produção de 28 leitões por matriz alojada por ano e 12 suínos terminados por matriz alojada por ano; <sup>2</sup>Considerando 2,35 partos por matriz alojada por ano e a produção de 28 leitões por matriz alojada por ano; <sup>3</sup>Considerando 3,26 lotes por ano (lotes de 105 dias e 7 dias de intervalo entre lotes). Fonte: CORPEN (2003), Oliveira (2003), Dourmad e Jondreville (2007), Tavares (2012), Tavares et al. (2014), e Oliveira et al. (2015).



Nutriente no solo - mg/dm3

Recomendação de adubação fosfatada para Milho

Interpretação do teor de P ou de K no solo	Fósforo por cultivo		
	1º	2°	
	kg de l	P <sub>2</sub> O <sub>5</sub> /ha	
Muito baixo	125	85	
Baixo	85	65	
Médio	75	45	
Alto	45	45	
Muito alto	0	≤ <b>4</b> 5	

Dose de  $P_2O_s$  a ser aplicada para uma expectativa de produtividade de 4 t/ha, acrescentar 15 kg  $P_2O_s$ /ha para cada tonelada adicional de grãos a serem produzidos.

Figura 1. Recomendação de adubação para fósforo em função da disponibilidade desse nutriente no solo. Fonte: Adaptado de SBSC (2004).

forma a manter a propriedade sustentável ambientalmente também a longo prazo. Assim, dimensionam-se os rebanhos, de modo que a oferta de nutrientes via dejetos mantenha os teores de nutrientes no solo estáveis em níveis adequados de fertilidade (classe alta) a fim de que se reduza a necessidade do uso de fertilizantes minerais e obtenha-se elevada produtividade agrícola, mas sem o acúmulo excessivo de nutrientes no solo. Tomando como base as recomendações da SBSC (2004), as doses de fósforo que manteriam o teor desse nutriente na classe alta de disponibilidade seriam de 45 kg  $P_2O_5$ /ha para a cultura do milho, considerando uma expectativa de produtividade de 4 ton/ha de grãos. Para expectativas de produtividade maiores, deve-se aumentar em 15 kg  $P_2O_5$ /ha para cada tonelada a mais de grãos a serem produzidas. O mesmo raciocínio é válido para as demais culturas agrícolas. Para outros Estados que não contam com recomendações detalhadas como as disponíveis para o Rio Grande do Sul e Santa Catarina, podemos adotar o critério da exportação de nutrientes pelas culturas agrícolas. Considerando que as recomendações de adubação variam conforme a cultura a ser adubada e também com a expectativa de rendimento de

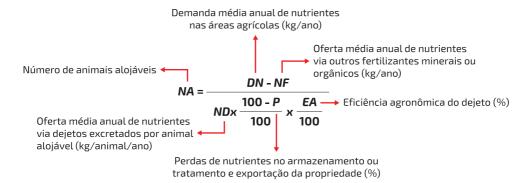


Figura 2. Dimensionamento do número de animais alojáveis em uma granja cujo solo é o destino final dos dejetos de suínos. Fonte: Nicoloso (2015).

cada cultura e safra, é indispensável que o dimensionamento dos rebanhos de suínos seja realizado em função de um planejamento de uso dos dejetos (mínimo de quatro anos) nas áreas agrícolas da granja. Outros fatores relevantes a serem observados são o aporte de outros fertilizantes (minerais ou orgânicos), as perdas/remoção/exportação de nutrientes nos sistemas de armazenamento/tratamento dos dejetos e a eficiência agronômica do dejeto. A Figura 2 descreve a equação para o dimensionamento do número de animais alojáveis em uma granja, de acordo com os critérios citados anteriormente.

A análise da equação (Figura 2) demonstra que o aporte de outras fontes de fertilizantes (minerais ou orgânicos) reduz a demanda de nutrientes das áreas agrícolas, que pode ser suprida com os dejetos de suínos. Nesse caso, pensando em termos de aumentar a capacidade de alojamento de animais em uma granja e também na preservação ambiental e economia do uso de insumos, é importante reduzir ao máximo o aporte de outras fontes de fertilizantes na propriedade. Com base nesse princípio, o uso de outros fertilizantes (minerais ou orgânicos) deve-se limitar a suprir aquela quantidade de nutrientes não disponíveis via dejetos de suínos. Outro fator preponderante nessa equação são as perdas (ou remoção e exportação) de nutrientes de acordo com o sistema de manejo, tratamento ou armazenamento a ser adotado na propriedade. Caso seja realizada a opção por um sistema de tratamento que permita a remoção de nutrientes da propriedade via fertilizantes ou outros coprodutos (compostagem e outros sistemas avançados de tratamento de efluentes líquidos), pode-se abater essa quantidade de nutrientes removida dos dejetos da oferta de nutrientes para as áreas agrícolas, o que promoveria aumento da capacidade de alojamento de animais na granja. A eficiência agronômica dos dejetos pode ser obtida para cada nutriente (NPK) nos manuais de adubação e calagem dos diferentes Estados brasileiros.

# 3. MONITORAMENTO DA QUALIDADE DO SOLO

Um das questões preponderantes associadas à adubação com fertilizantes orgânicos é determinar até que ponto o solo é capaz de acumular nutrientes sem promover o impacto ambiental e a contaminação das águas de superfície ou subterrâneas. Sabe-se que solos com maior teor de argila e de baixa fertilidade têm maior capacidade de reter nutrientes do que solos arenosos. No entanto, à medida que aumentam os níveis de fertilidade, mesmo solos argilosos passam a liberar quantidades crescentes de nutrientes para o ambiente e podem se transformar em fonte de poluição. Um recente estudo desenvolvido pela UDESC-Lages determinou limites críticos ambientais para fósforo (LCA-P) em função do teor de argila

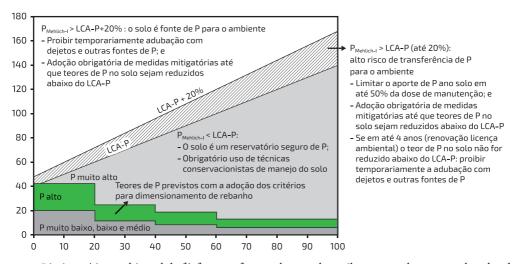


Figura 3. Limite crítico ambiental de fósforo em função do teor de argila na camada 0-10 cm de solos do Estado de Santa Catarina. Fonte: Adaptado de Gatiboni et al. (2014).

para solos de Santa Catarina (GATIBONI et al., 2014). A partir desse limite, há risco elevado de poluição ambiental. A Figura 3 demonstra de maneira gráfica a relação entre teor de argila no solo e os teores de fósforo no solo, classificados segundo critérios agronômicos e ambientais.

Na faixa verde, observam-se os teores de fósforo classificados como alto (fertilidade) de acordo com o teor de argila no solo. Todo o dimensionamento dos rebanhos, realizado conforme o modelo descrito anteriormente, tem por objetivo manter os teores de fósforo nessa classe de disponibilidade. Abaixo da classe considerada como alta (verde), encontram-se os teores de fósforo classificados como limitantes para os rendimentos das culturas agrícolas. Acima, encontram-se os teores de fósforo classificados como muito alto de acordo com os critérios agronômicos (Figura 2). A faixa hachurada indica os teores de fósforo que estão acima do LCA-P, enquanto que a faixa branca do gráfico indica os teores de fósforo que são superiores ao LCA-P em mais de 20%. A interpretação desse gráfico é que, quando o solo encontra-se com teores de fósforo muito alto, mas ainda abaixo do LCA-P, os solos são reservatórios seguros de fósforo, e não fontes poluidoras. Nesse caso, podem-se aplicar dejetos ou outros fertilizantes de acordo com as recomendações agronômicas discutidas anteriormente, desde que empregadas as técnicas de manejo conservacionistas do solo visando ao controle da erosão. Quando o solo encontra-se acima do LCA-P até 20% (faixa hachurada), existe alto risco de que o solo libere fósforo para o ambiente. Nesse caso, deve-se limitar o aporte de fósforo em no máximo 50% da dose de manutenção ou de exportação pelas culturas, além de adotar obrigatoriamente medidas mitigatórias visando à redução dos teores de fósforo no solo. Já quando o solo apresenta teores de fósforo acima de 20% do LCA-P, então o solo já está liberando fósforo para o ambiente (é, portanto, uma fonte de poluição). Nesse caso, essas áreas não devem mais receber adubação fosfatada via dejetos ou qualquer outra fonte de fertilizantes e é obrigatória a adoção de medidas mitigatórias para a redução dos teores de fósforo no solo. Entre as medidas mitigatórias possíveis de ser adotada, destacam-se: uso de culturas com elevada capacidade de remoção e exportação de fósforo do solo, práticas conservacionistas de controle da erosão e escoamento superficial (plantio direto, cobertura de solo, terraceamento, cultivo em nível), uso de "buffers" ou culturas em faixas visando à absorção de fósforo escoado das áreas agrícolas, incorporação/

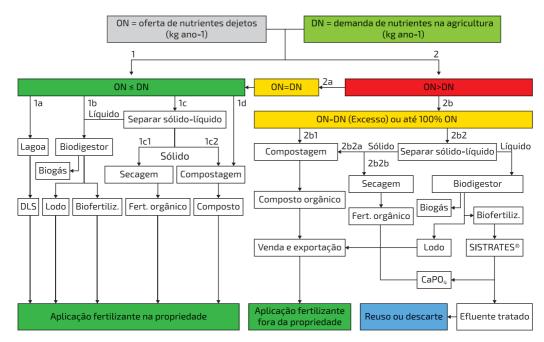


Figura 4. Rotas tecnológicas para manejo dos dejetos e gestão ambiental da suinocultura brasileira. Fonte: Nicoloso (2015).

injeção de fertilizantes/dejetos abaixo em subsuperfície, entre outras, de acordo com recomendação técnica. Note-se que o LCA-P foi desenvolvido para a camada 0-10 cm de solos de Santa Catarina e que o método de extração de fósforo é o Mehlich-I. Já estão em andamento iniciativas para determinar limites críticos ambientais para fósforo em outros tipos de solos nos diferentes Estados brasileiros.

# 4. ROTAS TECNOLÓGICAS PARA A GESTÃO AMBIENTAL DOS DEJETOS

A Figura 4 resume de forma gráfica o modelo descrito na Figura 2, exemplificando algumas rotas tecnológicas possíveis de serem adotadas de acordo com a oferta de nutrientes via dejetos, o número de animais e a demanda de nutrientes nas áreas agrícolas. Caso a oferta seja menor ou igual à demanda (situação 1, no exemplo), o produtor pode adotar qualquer das tecnologias citadas (lagoas ou esterqueiras para armazenamento dos dejetos), biodigestores com ou sem separação de fases (caso haja interesse no biogás) ou compostagem (caso não exista disponibilidade de área agrícola ou haja interesse em comercializar o composto orgânico gerado para maiores distâncias do que as viáveis com dejeto líquido), entre outras. Os fertilizantes originados desses diferentes sistemas de tratamento/armazenamento podem então ser aplicados nas áreas agrícolas disponíveis na propriedade. No entanto, caso a oferta de nutrientes supere a demanda (situação 2, no exemplo), há que se adotar obrigatoriamente alguma tecnologia que permita a remoção do excesso de nutrientes da propriedade. Como exemplo, cita-se a compostagem com a exportação do fertilizante orgânico produzido e os biodigestores, desde que associados a sistemas de pós-tratamento de efluentes que permitam a remoção do excesso de nutrientes.

O modelo descrito neste capítulo utiliza conceitos técnicos sólidos e abrangentes, e, portanto, pode contemplar qualquer mudança no sistema de produção de suínos, tecnologia

de manejo e tratamento ou recomendações de uso agronômico de fertilizantes orgânicos que venham a ser desenvolvidas no futuro. Além disso, o modelo pode ser adaptado para outras cadeias de produção animal (bovinos e aves, por exemplo). A Embrapa está desenvolvendo um software que permitirá a elaboração e análise de projetos para o licenciamento ambiental de granjas de suínos de maneira automatizada, devendo ter a sua primeira versão disponibilizada na página da Embrapa na internet. Ademais, a Embrapa disponibilizará essa ferramenta aos órgãos ambientais dos diferentes Estados brasileiros, visando à adoção dessa plataforma para a gestão dos processos de licenciamento ambiental da suinocultura, reduzindo a chance de erro de análise e dando agilidade a esses processos. A difusão desse software e do modelo de gestão ambiental da suinocultura é um importante avanço para a sustentabilidade ambiental da produção de suínos no Brasil.

# REFERÊNCIAS

- CORPEN Comité d'Orientation pour des Pratiques Agricoles Respectueuses de l'Environnement. Estimation des rejets d'azote-phosphore-potassium-cuivre et zinc des porcs: influence de la conduite alimentaire et du mode de logement des animaux sur la nature et la gestion des déjections produites. Paris: Ministère de l'Agriculture de l'Alimentation de la Pêche et des Affaires Rurales, 2013.
- DOURMAD, J-Y.; JONDREVILLE, C. Impact of nutrition on nitrogen, phosphorus, Cu and Zn in pig manure, and on emissions of ammonia and odours. *Livestock Science*, v. 112, n. 3, p. 192-198, 2007.
- FUNDAÇÃO DO MEIO AMBIENTE DE SANTA CATARINA FATMA. Instrução Normativa nº11. Suinocultura. Versão Outubro/2014. Atualizada em 14/11/2014. Disponível em: http://www.fatma.sc.gov. br/ckfinder/userfiles/arquivos/ins/11/IN%2011%20Suinocultura.doc Acesso em 26/01/2016, 2014.
- GATIBONI, L.C. et al. *Proposta de limites críticos ambientais de fósforo para solos de Santa Catarina*. Lages: UDESC/CAV, 2014. (Boletim Técnico).
- OLIVEIRA, P.A.V. (Coord.). *Manual de manejo e utilização dos dejetos de suínos*. Concórdia: Embrapa Suínos e Aves, 1993. (Série EMBRAPA-CNPSA. Documentos, 27).
- . Modelo matemático para estimar a evaporação d'água contida nos dejetos, em sistemas de criação de suínos sobre cama de maravalha e piso ripado, nas fases de crescimento e terminação. *Journal of the Brazilian Society of Agricultural Engineering*, Jaboticabal, v. 23, n. 3, p. 398-406, 2003.
- OLIVEIRA P.A.V. et al. Modélisation du volume et de la composition du lisier des porcs à l'engraissement. Journées Recherche Porcine, v. 47, p. 153-158, 2015.
- NICOLOSO, R.S. *Critérios técnicos para o licenciamento ambiental da suinocultura: recomendações do GT-solos.* Embrapa Suínos e Aves, Concórdia, 14-15 abr. 2015. (Apresentação em PowerPoint). Disponível em: <a href="https://www.embrapa.br/documents/1355242/1529323/Treinamento+IN+11+-+Rodrigo+Nicoloso.pdf/03ac6900-dbed-4319-albc-3d0eadc3a744">https://www.embrapa.br/documents/1355242/1529323/Treinamento+IN+11+-+Rodrigo+Nicoloso.pdf/03ac6900-dbed-4319-albc-3d0eadc3a744</a>. Acesso em: 23 jan. 2016.
- SBSC Sociedade Brasileira de Ciência do Solo. Comissão de Química e Fertilidade do Solo Comissão de Química e Fertilidade do Solo. *Manual de adubação e calagem para os Estados do Rio Grande do Sul e de Santa Catarina*. 10. ed. Porto Alegre: SBCS/CQFS, 2004.
- TAVARES, J.M.R. *Consumo de água e produção de dejetos na suinocultura*. 2012. 230p. Dissertação (Mestrado em Engenharia Ambiental) Universidade Federal de Santa Catarina, Centro Tecnológico. Programa de Pós-Graduação em Engenharia Ambiental, Florianópolis, 2012.
- TAVARES, J.M.R. et al. The water disappearance and manure production at commercial growing-finishing pig farms. *Livestock Science*, v. 169, p. 146-154, 2014.

CAPÍTULO 7

# Nutrição de precisão e manejo ambiental de bovinos de corte

Mario Luiz Chizzotti\*, Fernanda Helena Martins Chizzotti, Luiz Fernando Costa e Silva, Polyana Pizzi Rotta, Laura Franco Prados, Sebastião de Campos Valadares Filho

> Universidade Federal de Viçosa \*mariochizzotti@ufv.br

# 1. INTRODUÇÃO

A população mundial atingiu a marca de 7 bilhões de habitantes e deverá ultrapassar 9 bilhões até 2050, o que, aliado ao aumento do consumo por países em desenvolvimento, como China e Índia, deverá dobrar a demanda mundial por carne e por outros alimentos (FAO, 2008) em uma área produtiva cuja expansão sofrerá forte resistência por aspectos ambientais.

O aumento do preço da terra, aliado à elevação do preço dos insumos (animal de reposição, vacinas, suplementos minerais, fertilizantes e concentrados), tem levado à redução na margem de lucro da pecuária de corte e, consequentemente, do poder de compra dos pecuaristas.

Os custos com alimentação representam aproximadamente 70 a 90% dos custos operacionais totais de produção da bovinocultura de corte e, dessa forma, têm grande importância nos custos finais totais, determinando, assim, na maioria das vezes, o grau de competitividade da atividade.

Diante desses fatos, estratégias que colaborem para a melhoria da eficiência de utilização dos alimentos podem auxiliar na melhoria da rentabilidade em diferentes sistemas de produção.

Muitos fatores podem afetar a eficiência de crescimento e de utilização dos alimentos, como a genética e a nutrição animal, que são primordiais. Ademais, estes podem ser manejados, por meio do conhecimento científico, com o objetivo de melhorar a eficiência alimentar.

Além da eficiência alimentar afetar os aspectos produtivos e econômicos, tal característica pode ser utilizada para mitigar os impactos ambientais da pecuária de corte. Isso pode ser conseguido por meio da redução na emissão de metano e de dejetos, pois animais mais eficientes, selecionados com base no consumo alimentar residual, necessitam de menor quantidade de alimento por quilo de carne produzida, o que resulta em menor excreção por unidade de produto formado (CHIZZOTTI; PIMENTEL; CHIZZOTTI, 2014).

O sistema de produção pecuário contribui com a emissão dos principais gases associados ao efeito estufa, dentre os quais se destacam o CH<sub>4</sub>, N<sub>2</sub>O e CO<sub>2</sub>. A emissão de CH<sub>4</sub> é consequência do processo fermentativo que ocorre no rúmen e também está associada ao manejo destinado aos dejetos dos bovinos. Da quantidade total de CH<sub>4</sub>emitido pelo setor agropecuário 84,9% são referentes ao gado bovino de corte (BRASIL, 2010). O gás N<sub>2</sub>O é formado por meio de processos de nitrificação e desnitrificação, tendo sua principal origem pecuária na fertilização nitrogenada das pastagens e na deposição de urina do gado no solo. As emissões de N<sub>2</sub>O oriundos dos animais em pastagem representaram, em 2005, 47,5% das emissões desse gás nos solos agrícolas, dos quais os bovinos são os maiores responsáveis por essa contribuição (BRASIL, 2010). Ademais, a pecuária se destaca por desempenhar importante papel no ciclo global do carbono (C) e nitrogênio (N), além de ser o setor responsável por contribuir com 9% da emissão total de CO<sub>2</sub>, 37% da emissão de CH<sub>4</sub> e 65% da emissão de N<sub>2</sub>O, que, em conjunto, respondem por 18% do aquecimento global gerado pelas atividades antrópicas em todo o mundo (STEINFELD; WASSENAAR, 2007).

Além da emissão de gases, os dejetos dos animais também podem contribuir com a contaminação hídrica pela lixiviação de compostos presentes em sua excreta, principalmente fósforo (P) e N. Embora os solos brasileiros sejam pobres nesses nutrientes, a deposição concentrada em pequenas áreas durante a micção ou defecação pode exceder a capacidade do sistema solo/pastagem em reter esses nutrientes, que podem eventualmente ser carreados e alcançar águas profundas ou superficiais, diminuindo sua qualidade.

Dessa forma, objetivou-se neste capítulo apresentar equações de predição da excreção urinária e fecal de N e P, bem como avaliar como a redução dietética desses elementos poderia amenizar a excreção deles no meio ambiente.

A diminuição da excreção desses elementos pode resultar em menor impacto ambiental, pois, em menores quantidades, o sistema solo/planta pode aumentar consideravelmente a porcentagem sequestrada desses nutrientes.

# 2. NITROGÊNIO

A deposição de excretas no solo pode exceder a capacidade do solo conservar N, ocasionando perdas de N por lixiviação ( $\mathrm{NO_3}^-$ ) ou na forma de gases ( $\mathrm{NH_3}$ , NO,  $\mathrm{N_2O}$ ,  $\mathrm{N_2}$ ). Lessa et al. (2014), ao utilizarem a técnica isotópica do N marcado na urina, observaram que 65% do N permaneceu no sistema, cerca de 30% foi perdido como amônia e os outros 5% foram emitidos como  $\mathrm{N_2O}$  ou lixiviados. Porém esses resultados podem ser diferentes em função da dieta animal, volume de urina excretada e condições microclimáticas (SORDI et al., 2014). De acordo com o IPCC (2006), as emissões diretas de  $\mathrm{N_2O}$  de excretas (fezes e urina) bovinas equivalem a 2% do total de N presente nas excretas. Em emissões indiretas, para cada quilo de N na forma de excreta depositada no solo, 20% são volatilizados, e 30%, lixiviados. Dos 20% volatilizados, 1% é emitido na forma de  $\mathrm{N_2O}$ , e dos 30% lixiviados, 0,75% é emitido como  $\mathrm{N_2O}$ . Embora possa haver variações nos índices de emissão em função do clima, do solo e da cultura, o N excretado que excede a capacidade de aproveitamento da pastagem pode constituir em potencial fonte poluente.

Dessa forma, é preciso adotar ações múltiplas para mitigar a excreção de N na pecuária, como selecionar plantas e animais mais produtivos, otimizar a aplicação de fertilizantes nitrogenados e otimizar a utilização de N dietético pelos animais.

A excreção urinária e fecal de N aumenta linearmente com o consumo de proteína bruta (CHIZZOTTI et. al., 2012). Assim, a redução na excreção de N pela otimização da dieta com base no correto atendimento das exigências nutricionais dos animais tem grande potencial de reduzir o impacto ambiental da atividade pecuária.

A forma química do N presente nas fezes difere substancialmente da do N presente na urina – este último é muito mais solúvel, o que influencia o índice de emissão e a estimativa de impacto ambiental. Dessa forma, para uma estimativa mais precisa do impacto ambiental da atividade pecuária, a estimativa da excreção de N na urina deve ser contabilizada separadamente da excreção do N fecal.

Nesse sentido, utilizando informações do banco de dados preliminar do sistema BR-CORTE (VALADARES FILHO et. al. 2010), desenvolvemos equações para estimativa da excreção de N na urina e nas fezes de bovinos de corte em crescimento.

Foram utilizados dados de seis estudos: Dias (1998), Ladeira (1998), Cardoso (1999), Tibo (1999), Veras (2006) e Prates (2015), totalizando 144 observações de consumo e excreção urinária e fecal de N, em metanálise, considerando o efeito aleatório do estudo.

O N presente nas fezes e na urina pode ser oriundo da excreção endógena ou da fração não aproveitada pelo animal do N ingerido. Assim, inicialmente foram estimadas as frações metabólicas fecais e urinárias de N (Figuras 1 e 2), considerando-as como o intercepto da regressão linear entre o consumo e a excreção, em função do peso metabólico do animal, que representaria quanto de N seria excretado em cada forma se o consumo de N fosse igual a zero, ou seja, a fração metabólica de N nas fezes ou na urina.

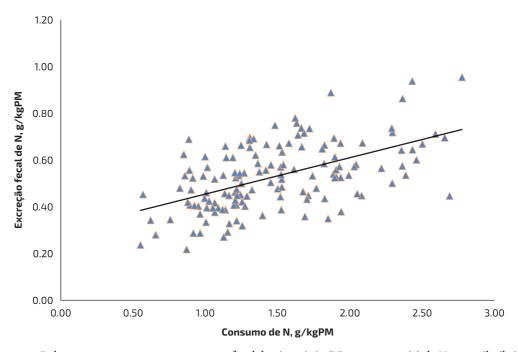


Figura 1. Relação entre o consumo e a excreção fecal de nitrogênio (N), em gramas (g) de N por quilo (kg) de peso metabólico (PM em kg<sup>0,75</sup>), em bovinos de corte. Y=0,2707+0,1592×X; P<0,0001; n=144. Fonte: Mario L. Chizzotti.

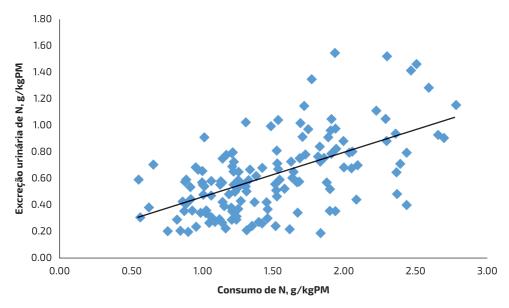


Figura 2. Relação entre o consumo e a excreção urinária de nitrogênio (N), em gramas (g) de N por quilo (kg) de peso metabólico (PM em kg<sup>0,75</sup>), em bovinos de corte. Y=0,1697+0,3378×X; P<0,0001; n=144. Fonte: Mario L. Chizzotti.

Os resultados indicam uma excreção de N endógena fecal de 0,2707 g de N/kg PM e de N endógeno urinário de 0,1697 g de N/kg PM.

Com base nessas estimativas de fração endógenas, foram calculadas as excreções de N nas fezes e na urina, ajustadas para o conteúdo esperado de N de origem endógena, que representaria o N excretado que não fora aproveitado da dieta. Os dados de excreções de N ajustadas para o conteúdo endógeno (N total subtraído da fração de origem endógena) foram regredidos no consumo de N, em gramas/dia, e estão apresentados nas Figuras 3 e 4. Os interceptos não diferiram de zero, em virtude do ajuste para a fração endógena.

Os coeficientes de inclinação das Figuras 3 e 4 representam a porcentagem do N ingerido perdido nas fezes ou na urina, ou seja, o N que não foi aproveitado pelo animal a partir do N alimentar. Ressaltamos que a excreção total deve ainda considerar a contribuição de N endógeno. Os dados sugerem que, em média, 16,39% do N alimentar seria excretado nas fezes e que 33,94% seriam perdidos na forma de N urinário. Embora esses coeficientes possam ser influenciados pela degradabilidade ruminal das fontes nitrogenadas, pela composição de aminoácidos e pelo estagio fisiológico dos animais, esses coeficientes são úteis na estimativa da excreção de N na bovinocultura de corte, que podem ser obtidas por:

Em que PM=peso metabólico do animal em kg<sup>0,75</sup>

De acordo com Hutchings et al. (1996), a eficiência de uso do N em bovinos de corte é de cerca de 10%. Essa baixa eficiência de conversão do N da dieta em proteína do músculo pode ser resultante da extensa degradação da proteína no rúmen, com altas taxas de produção e absorção de amônia, da interação do N com a fonte de carboidrato para um ótimo crescimento microbiano e do metabolismo pós-absorção do animal.

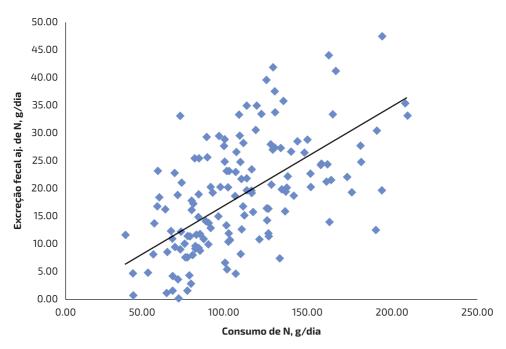


Figura 3. Relação entre o consumo e a excreção fecal ajustada de nitrogênio (N) (excreção total subtraída da fração endógena), em gramas (g) de N por dia, em bovinos de corte. Y=0,1639×X; P<0,0001; n=144. Fonte: Mario L. Chizzotti.

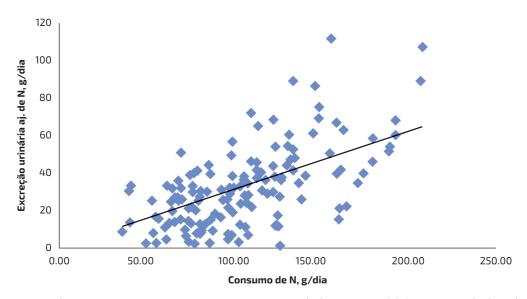


Figura 4. Relação entre o consumo e a excreção urinária ajustada de nitrogênio (N) (excreção total subtraída da fração endógena), em gramas (g) de N por dia, em bovinos de corte. Y=0,3394×X; P<0,0001; n=144. Fonte: Mario L. Chizzotti.

O excesso de proteína bruta (PB) na dieta de bovinos, ou seja, níveis acima das exigências nutricionais dos animais, resulta claramente em aumento na excreção de N. Além disso, dietas com excesso de proteína resultarão em maiores custos com alimentação, além do aumento na excreção de N. No entanto, dietas com teor proteico aquém das exigências dos

animais podem comprometer a produtividade, aumentando a excreção de N por quilo de carne, prejudicando a eficiência de utilização de N na produção de carne. Dessa forma, a pesquisa sobre exigências nutricionais dos animais apresenta grande relevância para a sustentabilidade da atividade pecuária por permitir ajuste mais preciso da dieta que resulta em maior eficiência de utilização de insumos.

As exigências de proteína dietética para bovinos de corte têm sido avaliadas no Brasil desde 1980 e sua estimativa pode ser obtida gratuitamente em no site <www.brcorte.com>. O sistema de exigências tem sido atualizado constantemente, de acordo com novos resultados de pesquisa, o que tem permitido novos fatores de ajustes de exigências, e melhorado a acurácia e precisão das predições. Atualmente, o sistema considera ajustes de raça, condição sexual, peso, desempenho e sistema de produção para estimar as necessidades de proteína para ganho de peso, e considera o nível de energia e a degradabilidade ruminal da dieta para determinar o teor ideal de proteína na dieta.

Recentes resultados de pesquisa têm sugerido que menores teores de proteína dietética do que os tradicionalmente adotados não impactam negativamente o desempenho.

Amaral et al. (2014) não encontraram efeito da redução da PB de 13 para 11% da matéria seca (MS) no desempenho e consumo de bovinos de corte holandês x zebu. Considerando um animal semelhante ao utilizado no estudo, com 417 kg de peso e consumindo 8,7 kg de MS/dia, a redução do teor de proteína na dieta de 13 para 11% da MS resultaria em ingestão de 181 e 153 g de N/dia, respectivamente. Utilizando as equações 1 e 2, a redução de 2% de PB na dieta resultaria em diminuição das excreções de N na urina e nas fezes de 12,3 e 8,4%, respectivamente. Portanto a adoção de níveis reduzidos de PB na dieta tem grande potencial para minimizar a excreção de N ao meio ambiente, além de reduzir o custo da dieta.

Obeid et al. (2006) avaliaram o consumo e o ganho de peso de zebuínos de corte, com 380 kg de peso inicial, recebendo dietas com quatro níveis de PB (9, 11, 13 e 15% na MS). Os ganhos médios diários e a conversão alimentar apresentaram resposta quadrática aos níveis crescentes de PB, e os autores concluíram que dietas com 12% de PB atendiam às exigências de PB nesse cenário.

Em questionário aplicado a nutricionistas de confinamentos no Brasil, Millen et. al. (2014) reportaram que o nível médio de PB utilizado nas dietas foi de 13,2%, com o mínimo de 12% e o máximo de 15% da MS. Para machos inteiros, o consumo médio reportado foi de 10,4 kg de MS, com peso inicial e final de 372 e 501 kg, respectivamente. Entre o confinamento que utiliza o nível mínimo e o máximo de PB na dieta (12 vs. 15%), a excreção de N nas fezes seria 12,3% menor e a de N na urina seria 16,8% menor nas dietas com 12% de PB em relação às de 15% de PB, considerando os dados médios de machos inteiros reportados na pesquisa. A excreção de N total seria 15% inferior, indicando que o manejo nutricional pode ser utilizado para redução da emissão de N no meio ambiente.

### FÓSFORO

O P é considerado importante poluidor de águas em vários países do mundo (TAMMINGA, 1992; VALK; METCALF; WITHERS, 2000). O excesso de P oferecido aos animais é excretado nas fezes, podendo causar a poluição de solo e das águas. Pesquisas recentes têm abordado a necessidade da redução do impacto ambiental causado pela excreção excessiva de P por bovinos (PFEFFER; HRISTOV, 2005). Fornecer apenas a quantidade necessária ao animal é de fundamental importância para reduzir a excreção desses elementos no ambiente.

É importante ressaltar que os macro e microminerais são fundamentais para a sobrevivência e o crescimento dos microrganismos no rúmen, pois contribuem na regulação de propriedades físico-químicas do ambiente ruminal, como a fermentação,

pressão osmótica, capacidade de tamponamento e taxa de diluição (OSPINA et al., 1999). A deficiência de algum mineral para os microrganismos acarretaria em menor eficiência microbiana, podendo levar a prejuízos na formação da proteína microbiana e na digestão da fibra. A presença do P no rúmen é fundamental para a síntese de proteína microbiana e manutenção da microflora ruminal (MCDOWELL, 1999; UNDERWOOD; SUTTLE, 1999). Adicionalmente, se esse mineral não for oferecido em quantidade suficiente para suprir a exigência do animal, haverá balanço negativo do P, resultando em desmineralização óssea, prejuízo ao crescimento e no desenvolvimento do animal e, consequentemente, em perdas econômicas.

O mineral absorvido pode ser obtido por meio da diferença entre o que foi ingerido e o que foi excretado. A maioria dos minerais é absorvida no intestino delgado por transportadores específicos. O sistema de transporte por meio das membranas com o uso de transportadores é elemento-chave na homeostase dos nutrientes. Os mamíferos são capazes de adaptar o trato gastrintestinal (características funcionais e estruturais) de acordo com a dieta oferecida. O transporte de cálcio (Ca) e P pode ser estimulado pela restrição desses elementos na dieta ou pelo paratormônio e vitamina D. Com a concentração desses minerais diminuída no sangue, ocorre aumento do paratormônio que estimula a síntese da vitamina D e a absorção do paratormônio. Dessa forma, o P possui rigoroso controle endócrino visando à homeostase. Os mecanismos de controle do Ca e P são direcionados para manter a relação Ca:P em torno de 2:1, mas pesquisas anteriores indicaram que os bovinos podem suportar relações de até 7:1.

O excesso P na alimentação provoca maior excreção renal e um aumento na concentração deste na saliva, o que causa elevação da perda fecal de P (UNDERWOOD; SUTTLE, 1999). Essa reciclagem de P é um aspecto característico da homeostasia desse nutriente em ruminantes.

Da mesma forma que o N, a solubilidade do P presente nas fezes ou na urina é distinta e, dessa forma, a estimativa da excreção de P deveria ser avaliada separadamente. Utilizando informações do banco de dados do sistema BR-CORTE (VALADARES FILHO et. al., 2010), desenvolvemos equações para estimativa da excreção de P na urina e nas fezes de bovinos de corte em crescimento.

Foram utilizados dados de quatro estudos: Souza (2010), Prados (2012), Costa e Silva (2015) e Sathler (2015), totalizando 54 observações de consumo e excreção urinária e fecal de P, os quais foram utilizados em metanálise.

O P presente nas fezes e na urina pode ser oriundo da excreção endógena ou da fração não aproveitada pelo animal. Similarmente à avaliação de N, foram estimadas as frações metabólicas fecais e urinárias de P (Figuras 5 e 6), considerando-as como o intercepto da regressão linear entre o consumo e a excreção de P, em função do peso metabólico do animal.

Os resultados indicaram uma pequena excreção de P origem endógena, da qual 11,81~mg de P/kg PM de P era de endógeno fecal e de 1,633~mg de P/kg PM de P era de endógeno urinário.

Da mesma forma, foram calculadas as excreções de P nas fezes e na urina ajustadas para o P de origem endógena, que representaria o P excretado que não fora aproveitado da dieta. Os dados de excreções ajustadas de P para o conteúdo endógeno foram regredidos no consumo de P em g/dia (Figuras 7 e 8).

Os coeficientes de inclinação das Figuras 7 e 8 representam a porcentagem de P excretado nas fezes ou na urina em função do P ingerido. Dessa forma, estima-se que 54% do P ingerido seria excretado nas fezes, indicando baixa taxa de absorção do P dietético, e que a principal fonte de P no meio seria oriunda do P fecal. Entretanto, o excesso de P pode ainda ser excretado pela via urinária – 4,95% do P ingerido seria perdido na forma

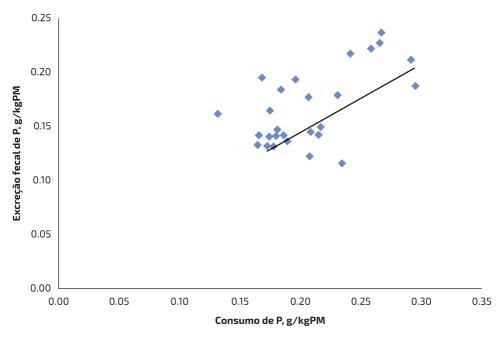


Figura 5. Relação entre o consumo e a excreção fecal de fósforo (P), em gramas (g) de P por quilo (kg) de peso metabólico (PM em kg<sup>0,75</sup>), em bovinos de corte. Y=0,01181+0,6531×X; P<0,0001; n=54. Fonte: Mario L. Chizzotti.

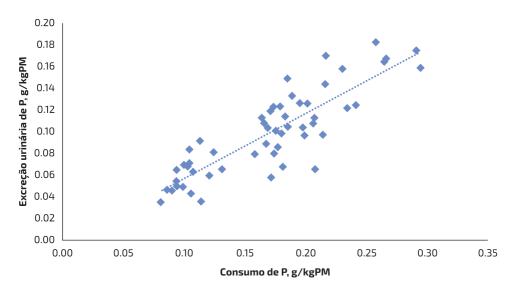


Figura 6. Relação entre o consumo e a excreção urinária de fósforo (P), em gramas (g) de P por quilo (kg) de peso metabólico (PM em kg<sup>0,75</sup>), em bovinos de corte. Y=0,00163+0,5920×X; P<0,0001; n=54. Fonte: Mario L. Chizzotti.

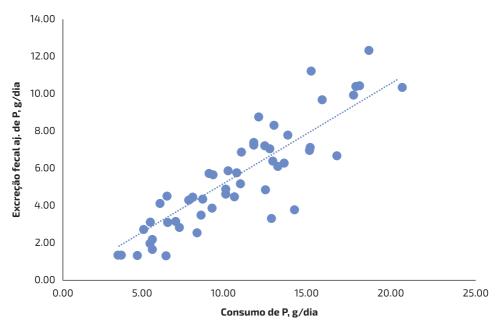


Figura 7. Relação entre o consumo e a excreção fecal ajustada de fósforo (P) (excreção total subtraída da fração endógena), em gramas (g) de P por dia, em bovinos de corte. Y=0,5397×X; P<0,0001; n=54. Fonte: Mario L. Chizzotti.

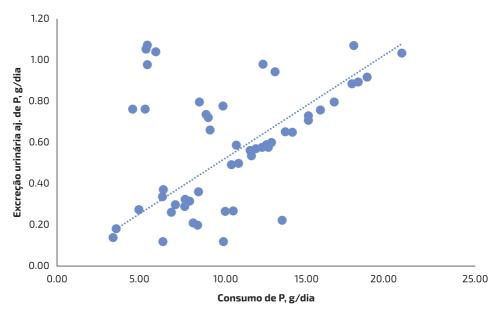


Figura 8. Relação entre o consumo e a excreção urinária ajustada de fósforo (P) (excreção total subtraída da fração endógena), em gramas (g) de P por dia, em bovinos de corte. Y=0,0495×X; P<0,0001; n=54. Fonte: Mario L. Chizzotti.

de Purinário. Esses coeficientes devem ser utilizados com cautela, pois o estágio fisiológico do animal pode influenciar consideravelmente a taxa de aproveitamento desse mineral. A fonte de P também tem grande influência e variabilidade na determinação da fração de P excretado nas fezes.

De forma generalizada, a excreção de P pode ser estimada por:

P fecal 
$$(g/dia)=0,01181\times PM (kg)+0,5397\times P ingerido(g/dia)$$
 eq. [3]

Em que PM=peso metabólico do animal em kg<sup>0,75</sup>

Aproximadamente 90% do P corporal encontra-se depositado do tecido ósseo. Após a maturidade desse tecido, a retenção de P no corpo passa ser negligível (CHIZZOTTI et al., 2009), sendo necessário o fornecimento de P apenas para fins de mantença, o que geralmente é possível ser atendido apenas com o P contido nos alimentos.

Os dados do BR-CORTE (VALADARES FILHO et al., 2010) sugerem estabilização do P corporal quando o peso dos bovinos supera os 412 kg (Figura 9), o que sugere que na fase de terminação o P possa estar superestimado na maioria das dietas.

Millen et al. (2014) reportam que a média do teor de P dietético recomendado em confinamento do Brasil é de 0,3% da MS. Considerando um zebuíno inteiro, com 436 kg de peso médio e ganho de 1,48 kg/dia, a recomendação do sistema BR-CORTE (VALADARES FILHO et al., 2010) seria de 0,23% de P na MS, e esse nível representaria, de acordo com as equações 3 e 4, uma excreção 19,5% inferior de P total no meio ambiente.

Zanetti (dados ainda não publicados), trabalhando com bovinos machos cruzados na fase de terminação (350 kg) com três níveis de P na ração (atendimento de 80, 70 e 52% das exigências do mineral), encontrou desempenho semelhante (0,82 kg/dia) para os três níveis de P, sugerindo que a exigência para esse mineral estaria superestimada tanto pelo

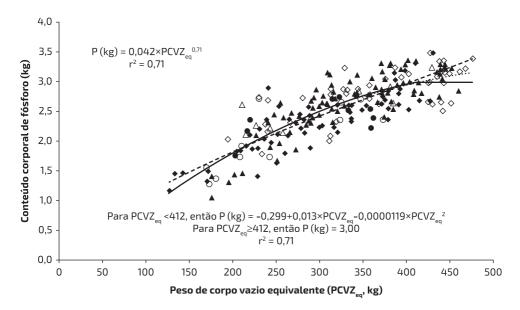


Figura 9. Relação entre o conteúdo corporal de fósforo (P) e o peso de corpo vazio equivalente (PCVZeq). Os símbolos representam dados de machos inteiros ( $\blacktriangle$ ,  $\Delta$ ), machos castrados ( $\lozenge$ ,  $\blacklozenge$ ), e fêmeas ( $\lozenge$ ,  $\bullet$ ). Pontos sólidos representam animais Nelore e pontos vazios representam animais cruzados Bos Indicus com Bos taurus. Fonte: Adaptado de BR-CORTE (VALADARES FILHO et al., 2010).

BR-CORTE (VALADARES FILHO et al., 2010) quanto pelo NRC (1996). Considerando as estimativas das equações 3 e 4, o uso de dietas com 52% da recomendação de P (0,11% de P na MS), ou seja, sem o uso de nenhuma fonte adicional de P a não ser o naturalmente presente nos alimentos, a excreção de P nas fezes seria reduzida em 43%, na urina seria reduzida em 41% e a excreção total de P seria reduzida em 42,97% (10,37 vs. 5,91 g de P/dia).

### 4. CONCLUSÕES

A atividade pecuária terá papel fundamental no desenvolvimento econômico do Brasil devido à crescente demanda por produtos de origem animal. O entendimento das exigências dos animais e dos índices de eficiência do uso de N e P pela atividade pecuária permitirá uma expansão mais sustentável da atividade.

Os níveis de N na dieta de bovinos estão próximos do nível ótimo, mas reduções devem ser criteriosamente avaliadas.

Os níveis de P dietético aparentemente estão superestimados e devem ser reduzidos tanto para amenizar sua excreção ao meio quanto para poupar o uso desse insumo, já que suas fontes naturais são limitadas e não renováveis. Melhoria na absorção do P pelo animal também deve ser avaliada como opção para redução do nível dietético desse mineral.

Mais pesquisas devem ser conduzidas visando ao aumento no conhecimento relativo à absorção, reciclagem e utilização de nutrientes, para que, em conjunto com o manejo de precisão, possam contribuir com a redução da excreção de nutrientes no meio ambiente pela atividade pecuária.

### REFERÊNCIAS

- AMARAL, P. M., VALADARES FILHO, S.C., DETAMNN, E., et al. Effect of phase-feeding crude protein on performance and carcass characteristics of crossbred beef bulls: an application to reduce nitrogen compounds in beef cattle diets. Tropical Animal Health and Production, p. 419-425, 2014.
- BRAZIL. Second National Communication of Brazil to the United Nations Frame-work Convention on Climate Change. Ministry of Science and Technology, Brasilia, 2010.
- CARDOSO, R.C. Níveis de concentrado em dietas de bovinos F1 Limousin x Nelore: Consumo, digestibilidade e crescimento microbiano. 1999. Dissertação (Mestrado em Zootecnia) Universidade Federal de Viçosa.
- CHIZZOTTI ML, FILHO SCV, TEDESCHI LO, PAULINO PVR, PAULINO MF, VALADARES RFD, AMARAL P, BENEDETI PDB, RODRIGUES TI, FONSECA MA. Net requirements of calcium, magnesium, sodium, phosphorus, and potassium for growth of Nellore×Red Angus bulls, steers and heifers. Livestock Sciencev.124, 242–247, 2009.
- CHIZZOTTI, M. L., LADEIRA, M. M., MACHADO NETO, O. R., LOPES, L. S. Estratégias para redução do impacto ambiental da atividade pecuária In: Anais do II Congresso Brasileiro de Produção Animal Sustentável.1 ed.Concórdia: Embrapa Suínos e Aves, p.32-42, 2012.
- CHIZZOTTI, F. H. M., PIMENTEL, R. M., CHIZZOTTI, M. L. Estratégias de mitigação de gases de efeito estufa na pecuária de corte em sistemas integrados In: Intensificação da produção animal em pastagem: anais do I simpósio de pecuária integrada.1 ed. Brasília: Embrapa agrossilvipastoril, p. 177-202, 2014.
- COSTA E SILVA, L.F. Mineral requirements for Nellore cattle and equations to predict milk yield and dry matter intake for lactating Nellore cows and suckling Nellore calves. 2015. Tese (Doutorado em Zootecnia) Universidade Federal de Vicosa.
- DIAS, H.L.C. Consumo, digestibilidade aparente e eficiência microbiana em novilhos F1 Limousin X Nelore. 1998. Dissertação (Mestrado em Zootecnia) - Universidade Federal de Viçosa.
- FAO- Food and Agriculture Organization. The State of Food Insecurity in the World, 2008 Report. http://www.fao.org/docrep/011/i0291e/i0291e00.htm. Acessado em 04 de julho de 2015.
- HUTCHINGS, N. J.; SOMMER, S. G., JARVIS, S. C. A model of ammonia volatilization from a grazing livestock farm. Atmos. Environ., v. 30, p.589–599, 1996.

- IPCC 2006. IPCC guidelines for national greenhouse gas inventories, Prepared by the National Greenhouse Gas Inventories Programme. EGGLESTON, L. BUENDIA, K. MIWA, T. NGARA, K. TANABE (Eds.) HIGES, Japan. 2006
- LADEIRA, M.M. Consumo e digestibilidades aparentes totais e parciais de dietas contendo diferentes níveis de concentrado, em novilhos Nelore. 1998. Dissertação (Mestrado em Zootecnia) Universidade Federal de Viçosa.
- LESSA, A. C. R., MADARI, B. E., PAREDES, et. al. Bovine urine and dung deposited on Brazilian savannah pastures contribute differently to direct and indirect soil nitrous oxide emissions. Agriculture, Ecosystems & Environment, v.190, p.104-111, 2014.
- MCDOWELL, L. R. Minerais para ruminantes sob pastejo em regiões tropicais, enfatizando o Brasil. Boletim, 3ed. Flórida: UF. 1999.
- MILLEN, D. D., PACHECO, R. D. L., ARRIGONI, M. D. B. et al. A snapshop of management practices and nutritional reccomendations used by feedlot nutricionists in Brazil. J. Anim. Sci.v. 87, p. 3427-3439, 2000.
- NATIONAL RESEARCH COUNCIL NRC. 1996. Nutrient requirements of beef cattle. 6th. ed. National Academy Press, Washington, D.C.
- OBEID, J. A., PEREIRA, O.G, PEREIRA, D. H. et al. Níveis de proteína bruta em dietas para bovinos de corte: consumo, digestibilidade e desempenho produtivo. R. Bras. Zootec,. v.35, p.2434-2442, 2006.
- OSPINA, H.; PRATES, E. R.; BARCELLOS, J. O. J. A suplementação mineral e o desafio de otimizar o ambiente ruminal para digestão de fibra. In: BARCELLOS, J. O. J.; OSPINA, H.; PRATES, E. R.; Anais 1º Encontro anual sobre nutrição de ruminantes da UFRGS Suplementação mineral de bovinos de corte. São Gabriel: UFRGS, p. 37-60, 1999.
- PFEFFER, E; HRISTOV, A. V. Nitrogen and phosphorus nutrition of cattle reducing the environmental impact of cattle operations. Oxfordshire: CAB International, 288p. 2005.
- PRADOS, L.F. Desempenho e exigências nutricionais de bovinos nelores alimentados com dietas suplementadas ou não com calcário, fosfato bicálcico e microminerais. 2012. Dissertação (Mestrado em Zootecnia) Universidade Federal de Viçosa, Viçosa.
- PRATES, L.L. Utilização da 15N-ureia infundida intravenosamente em bovinos Nelore. 2015. Tese (Doutorado em Medicina Veterinária) Universidade Federal de Viçosa.
- SATHLER, D.F.T. Efeito da suplementação mineral sobre as digestibilidades total, ruminal e intestinal em zebuínos. 2015. Dissertação (Mestrado em Zootecnia) Universidade Federal de Viçosa, Viçosa.
- SORDI, A., DIECKOW, J., BAYER, C., et. al. A. Nitrous oxide emission factors for urine and dung patches in a subtropical Brazilian pastureland. Agriculture, Ecosystems & Environment, v.190, p.94-103, 2014.
- SOUZA, E.J.O. Desempenho e exigências nutricionais de fêmeas Nelore, F1 Angus x Nelore e F1 Simental x Nelore em dietas contendo alto ou baixo nível de concentrado. 2010. 107f. Tese (Doutorado em Zootecnia) Universidade Federal de Pernambuco, Petrolina.
- STEINFELD H; WASSENAAR T. The role of livestock production in carbono and nitrogen cycles. Annual Review of Environmental Resources, v.32, p.271-294, 2007.
- TAMMINGA, S. Nutritional management of dairy cows as a contribution to pollution control. J. Dairy Sci., v.75, p. 345-357, 1992.
- TIBO, G.C. Níveis de concentrado na dieta de novilhos mestiços F1 Simental x Nelore: consumo, digestões total e parciais e eficiência microbiana. 1999. Dissertação (Mestrado em Zootecnia) Universidade Federal de Viçosa.
- UNDERWOOD, E. J.; SUTTLE, N. F. 1999. The mineral nutrition of livestock. 3.ed. Wallingford: Cabi Publishing, 614p.
- VALADARES FILHO, S. C.; MARCONDES, M. I.; CHIZZOTTI, M. L. et al. Exigências Nutricionais de Zebuínos Puros e Cruzados BR CORTE. 2. ed. Viçosa: UFV, DZO, 2010, p.193.
- VALK, H.; METCALF, J. A. WITHERS, P. J. A. Prospects for minimizing phosphorus excretion in ruminants by dietary manipulation. Journal of Environmental Quality. 29:28-36, 2000.
- VÉRAS, R.M.L. Consumo, digestibilidade total e parcial, produção microbiana e exigências de proteína para mantença de bovinos Nelore. 2006. Tese (Doutorado em Zootecnia) Universidade Federal de Viçosa.
- ZANETTI, D. Impactos da redução de cálcio, fósforo e microminerais em dietas para bovinos Nelore: balanço mineral, exigências nutricionais e comportamento ingestivo. Tese 2016. (Doutorado em Zootecnia) Universidade Federal de Viçosa. No Prelo.

### CAPÍTULO 8

# Nutrição de precisão para alcançar a sustentabilidade em sistemas intensivos de produção de leite

Alexandre M. Pedroso

Consultor Técnico - Cargill Nutrição Animal ampedroso@gmail.com

# 1. INTRODUÇÃO

Não há dúvidas de que o custo da alimentação é que o mais pesa na produção do leite em qualquer sistema intensivo de produção. Dessa forma, não há outro caminho para a lucratividade a não ser a busca por elevada eficiência alimentar (EA) nos rebanhos leiteiros. Vacas leiteiras só serão lucrativas se apresentarem elevada eficiência de uso dos nutrientes ingeridos. Além do efeito sobre a lucratividade, a EA também tem relação direta com o impacto ambiental nas fazendas leiteiras, uma vez que elementos como nitrogênio (N) e fósforo (P), que são importantes componentes da dieta das vacas, podem ser agentes poluidores importantes se forem excretados em grandes quantidades pelos animais.

Dentre as diversas práticas de manejo que uma fazenda leiteira pode adotar para conseguir elevada EA, a nutrição de precisão (NP) é uma das que podem produzir efeitos mais significativos. O conceito se baseia na adoção de padrões rígidos de qualidade nas operações de alimentação a fim de evitar desperdícios, tornar mais eficiente a utilização dos nutrientes pelas vacas leiteiras e contribuir decisivamente para redução de emissão de poluentes nas fazendas.

### 2. EFICIÊNCIA PRODUTIVA

A eficiência produtiva de uma vaca leiteira pode ser medida de diversas formas, mas talvez a melhor delas seja a relação entre gasto de energia e produção de leite, uma vez que atender aos requerimentos energéticos de uma vaca leiteira é o principal custo associado ao manejo da alimentação. Via de regra, vacas que produzem mais leite tendem a ser mais eficientes do ponto de vista do uso da energia. O processo biológico que sustenta o aumento da eficiência produtiva é chamado de efeito de diluição da mantença (BAUMAN et al., 1985). A Figura 1, apresentada no trabalho de Capper, Cady e Bauman (2008), mostra claramente o impacto dessa questão, usando como exemplo uma vaca de 650 kg produzindo diferentes quantidades de leite.

Independente da quantidade de leite produzida, a energia necessária para mantença dessa vaca é sempre a mesma, 10,3 Mcal/dia. À medida que aumenta a produção diária de leite, aumenta o requerimento de energia para suportar a demanda produtiva, de forma que a há redução na proporção de energia total usada para a mantença. Dessa forma, se produzir 7 kg de leite ao dia, a vaca necessitará de 2,14 Mcal/kg de leite. No entanto, se produzir 29 kg de leite, usará apenas 1,07 Mcal/kg de leite, uma redução de 50% na energia necessária para produzir cada kg de leite. Esse ganho em eficiência energética não significa necessariamente um ganho em EA, uma vez que para produzir mais leite a vaca tem que ingerir muito mais alimento. Ganhos em EA também contribuem, direta e decisivamente, para a eficiência geral e geram lucros para as fazendas leiteiras. Para conseguir melhorar a EA, é preciso trabalhar com padrões de qualidade mais elevados no que se refere ao manejo da alimentação.

A partir do momento que já se procura utilizar animais mais eficientes, não há outro caminho para continuar melhorando a eficiência produtiva a não ser pelo aperfeiçoamento da EA. Em termos básicos, a EA nos mostra até que ponto a dieta das vacas está atendendo às suas exigências nutricionais e à sua demanda produtiva. Em termos mais amplos, esse índice nos aponta fatores da dieta, manejo e ambiente que afetam a digestibilidade dos alimentos e os requerimentos de manutenção do animal. É um parâmetro que afeta diretamente o bolso do produtor de leite. Atualmente, há outra preocupação em relação à EA, pois, para

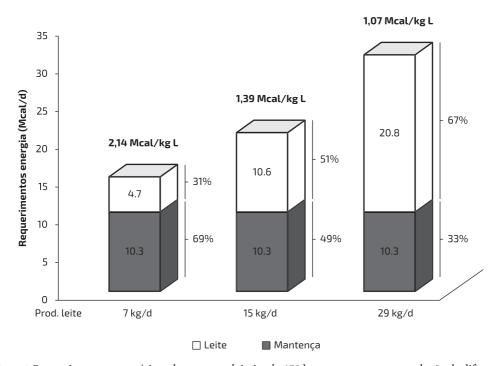


Figura 1. Requerimentos energéticos de uma vaca leiteira de 650 kg para mantença e produção de diferentes quantidades de leite. Fonte: Capper, Cady e Bauman (2008).

vacas em lactação, se o alimento ingerido não vira leite, ele se transforma em dejetos. Avaliar a eficiência de conversão dos nutrientes consumidos em produtos comercializáveis pode ser uma ótima ferramenta para saber se o produtor está tendo um retorno satisfatório do dinheiro investido na alimentação das vacas e se é possível reduzir o volume de esterco produzido na fazenda, o que se torna mais e mais importante a cada dia.

Um exemplo simples de como a NP pode contribuir muito para ganhos de produtividade e redução da excreção de poluentes foi mostrado por Balbian (2011). Adotando práticas de NP, uma fazenda leiteira do Estado de Nova Iorque, nos Estados Unidos, conseguiu melhorar a produção em 5,9 kg leite/vaca/dia, em um período de um ano. A receita menos o custo de alimentação (RMCA) melhorou em quase U\$ 2,00 (dois dólares) por vaca/dia. Como o rebanho dessa fazenda era de 120 vacas, isso representa um RMCA de U\$ 87.600,00 no ano. No que se refere às questões ambientais, a excreção de N, medida como a quantidade de N adquirida menos a quantidade de N secretada no leite, baixou de 137,2 para 72,8 g por vaca/dia. Para o P, a redução foi de 16,0 para 7,9 g. Isso representa menos 7,7 kg de N e 0,9 kg de P ao dia, ou 2.810 kg de N e 328 kg de P ao ano lançados no ambiente.

A EA pode ser definida simplesmente como a quantidade de leite produzida (em Kg) por Kg de matéria seca (MS) consumida. Há muito tempo, a indústria de carnes (aves, bovinos e suínos) usa esse índice (eficiência de conversão) como parâmetro de lucratividade, mas ainda o monitoramento da EA em sistemas de produção de leite ainda não é prática totalmente difundida, apesar de ter um impacto direto na rentabilidade das fazendas.

### 2.1. Fatores que afetam a eficiência alimentar (EA)

A EA é a habilidade que o animal tem de converter os nutrientes ingeridos em produto (leite, carne, ovos etc.). Além da nutrição, diversos são os fatores que afetam a EA, tais como sanidade, conforto e manejo. Um item relacionado a todos esses fatores é a utilização de energia para atividades não produtivas, como o combate a enfermidades, o controle da temperatura corporal em condições de estresse calórico, os deslocamentos excessivos etc. Sempre que uma vaca leiteira tem que destinar uma porção grande da energia ingerida para essas atividades não produtivas, ela produzirá menos leite do que poderia e estará sendo pouco eficiente. Dentre os fatores que mais afetam a eficiência, podemos destacar:

<u>Mudanças nas exigências de manutenção</u>: Qualquer fator que aumente a exigência para manutenção do animal causa uma redução na proporção de nutrientes destinados à produção. Os mais comuns são:

- Estresse térmico:
- Caminhadas excessivas (Qual a distância entre os pastos e a sala de ordenha? Há muita lama ou pedras pelo caminho? As vacas têm que enfrentar subidas e descidas?);
- Muito tempo em pé (Falta de um lugar confortável para deitar).

Mesmo que as vacas consigam aumentar o consumo de MS para compensar o aumento nas exigências de manutenção, a EA vai cair, pois uma proporção maior dos nutrientes consumidos vais ser direcionada para a manutenção. E, nesse caso, também vão produzir maior quantidade de dejetos. No caso de estresse por calor, tanto a produção de leite como o consumo e a eficiência diminuem. Manter as vacas em ambiente confortável e reduzir a demanda por atividade física permite que elas sejam mais eficientes e destinem mais nutrientes para produzir leite.

**Qualidade da dieta**: Se um alimento é pouco digestível, vai contribuir bem pouco com a produção de leite e contribuir bastante com a produção de esterco. Nesse caso, o foco de atenção devem ser os volumosos – frescos ou conservados. Animais alimentados no cocho normalmente sofrem menos com a qualidade da dieta, mas no pasto a coisa é diferente.

Uma vaca em pastejo pode ser comparada a uma colhedora de forragens, porém com efeitos diferentes. A limitação dessa "máquina" é possuir apenas 8-9 cm de largura (distância média entre os dentes incisivos de uma vaca). Mesmo que a língua seja usada para aumentar a eficiência, a massa de forragem captada por um único bocado é de apenas 0,2-1,0 g de MS, o que significa que, para uma vaca consumir diariamente de 2,5 a 3,0% de seu Peso Vivo em Matéria Seca de forragem, são necessários cerca de 20 a 30 mil bocados por dia. Para tal, ela terá que andar, em média, de 3 a 4 Km por dia. E esse esforço será minimizado à medida que se aumenta a qualidade da forragem disponível. Em outras palavras, se a pastagem for ruim, além do efeito direto do baixo valor nutricional da forragem, a vaca terá que andar muito mais para "buscar" nutrientes.

Mesmo que a qualidade dos alimentos concentrados, via de regra, seja melhor que a das forragens, também é preciso estar atento à eficiência de uso desses alimentos. O processamento adequado dos grãos, por exemplo, é fundamental para se obter boa EA. O uso de subprodutos da agroindústria (polpa cítrica, caroço de algodão, casca de soja etc.) pode ser uma excelente alternativa para ganhar eficiência econômica, mas é fundamental prestar muita atenção à composição e condições de armazenamento desses produtos, principalmente dos mais úmidos, para evitar contaminações por microrganismos, o que pode prejudicar sensivelmente a qualidade desses alimentos.

<u>Vacas doentes</u>: Vacas com problemas de casco, retenção de placenta, acidose ou qualquer outro problema sanitário destinarão grande parte dos nutrientes que consumirem para tentar combater a enfermidade, prejudicando a eficiência de conversão de alimento em leite. Em outros termos, é fundamental não descuidar do controle sanitário do rebanho!

<u>Dias em lactação</u>: À medida que o estágio de lactação avança, a EA diminui. Isso se deve em grande parte à redução na produção de leite, pois a vaca destina mais nutrientes para a reposição das reservas corporais e crescimento do feto. A eficiência é maior em vacas em início de lactação até o pico de produção. Dessa forma, o produtor deve cuidar muito bem do manejo do rebanho, dando também grande atenção à parte reprodutiva, para evitar períodos de concentração de vacas em final de lactação, o que pode pesar duramente no bolso.

Dentre as questões relacionadas ao manejo alimentar, a qualidade dos alimentos volumosos oferecidos às vacas tem efeito destacado sobre a EA. Em nosso país, como mais de 80% de todo o leite produzido vem de sistemas baseados no uso de pastagens, é fundamental investir esforços para melhorar a qualidade do pasto. Além disso, o investimento na qualidade dos ingredientes volumosos aparece como primeira opção para a redução dos custos de alimentação, pois, além de interferir diretamente na quantidade de concentrado necessária para atender às exigências dos animais, na maior parte das vezes não exige investimentos financeiros, dependendo apenas de práticas de manejo (DA SILVA; NASCIMENTO JR., 2006).

Os parâmetros que melhor caracterizam a qualidade de um ingrediente utilizado na alimentação animal são seus teores de proteína – na análise do alimento encontrada como proteína bruta (PB) (OWENS; ZINN, 1993) – e energia – representada pelos nutrientes digestíveis totais (NDT) (FERRELL, 1988). Para alimentos volumosos, o teor de fibra – representada pela fibra em detergente neutro (FDN) – também é determinante, uma vez que, além de afetar o teor energético do alimento, interfere diretamente na capacidade máxima de ingestão pelos animais (OBA; ALLEN, 1999). Para ruminantes, a fibra é especialmente importante por estimular a mastigação e a ruminação, e, com isso, proporcionar a manutenção do ambiente ruminal favorável aos microrganismos (ALLEN, 1997). Rações para vacas leiteiras necessitam de um teor mínimo de FDN ao redor de 25% para maximizar o funcionamento ruminal e, consequentemente, a produção de leite (NRC, 2001). Atualmente, também se considera o teor de FDN fisicamente efetiva (FDNfe), que

é a porção da fibra que causa estímulo à mastigação. Dietas de vacas em lactação devem conter pelo menos 22% de FDNfe (TYLUTKI et al., 2008).

Paralelamente ao teor de fibra contido em um alimento, a composição dessa fibra determina sua digestibilidade e, com isso, sua contribuição para o valor energético desse alimento. A FDN é a fração do alimento que engloba celulose, hemicelulose e lignina (VAN SOEST, 1994). Quanto maior o teor de lignina na FDN, menor é sua digestibilidade; assim, a fibra indigestível pode ocupar bastante espaço no trato digestivo, limitando a capacidade do rúmen e, consequentemente, reduzindo o consumo de MS (THIAGO; GILL, 1990). Grant et al. (1995) e Dado e Allen (1996) compararam a utilização de silagens com teores de FDN e PB semelhantes, mas com diferentes digestibilidades do FDN para alimentação de vacas em lactação, e encontraram aumentos significativos no consumo de MS e na produção de leite de acordo com o aumento da digestibilidade.

Kuoppala et al. (2008), trabalhando com silagem de pastagens consorciadas de capim timóteo com festuca, avaliaram o efeito da época de corte na qualidade da forragem, no consumo de vacas leiteiras e na produção de leite. Os autores observaram teores de FDN de 49,8 e 59,4% nas silagens produzidas com materiais cortados precoce (46 dias de crescimento) e tardiamente (58 dias de crescimento), respectivamente. A época de corte também afetou o teor de FDN indigestível, que foi de 5% no corte precoce contra 9,7% no corte tardio. Essas diferenças provocaram alterações significativas no consumo de MS de silagem e na produção de leite das vacas, sob mesmas doses de concentrado. As vacas recebendo silagem do corte precoce ingeriram 17,4 kg MS/dia e produziram 32,2 L leite/dia, enquanto as que comeram silagem do corte tardio consumiram 13,8 kg MS/dia e produziram 28,9 L/dia.

Os parâmetros de qualidade de uma forragem variam de acordo com a espécie de planta utilizada, entretanto alterações significativas podem ser observadas entre plantas da mesma espécie, de acordo com o manejo empregado na cultura. Os teores de PB das plantas forrageiras, por exemplo, são altamente influenciados pelas doses de N aplicadas após cada corte ou pastejo. Os teores de PB (% de MS) da gramínea Tifton 85, cortada a 5 cm do nível do solo a cada 28 dias, foram de 9,81, 10,84, 13,81, 15,75 e 18,12% para as doses de 0, 39, 78, 118 e 157 kg de N. ha¹ por corte, respectivamente (JOHNSON et al., 2001).

A idade da planta também afeta seus teores PB, FDN e NDT. No início de seu desenvolvimento, a planta forrageira possui FDN predominantemente composta por celulose e hemicelulose. No decorrer de seu desenvolvimento, a planta precisa acumular mais lignina para garantir a sustentação de seus tecidos, e por isso o teor de FDN aumenta e sua composição "piora" com a idade da planta (VAN SOEST, 1996). Lobo (2006), estudando o efeito da idade de corte sobre a composição bromatológica do capim-elefante (*Pennisetum purpureum*), constatou aumento no teor de FDN e reduções nos teores de PB e digestibilidade com o aumento da idade de corte, como mostra a Tabela 1.

Tabela 1. Efeito da idade de corte sobre os teores de Proteína Bruta (PB), Proteína Bruta (FDN), lignina e digestibilidade in vitro da matéria seca (DivMS) em capim-elefante.

Idade de corte	PB (%)	FDN (%)	Liginina (%)	DivMS (%)
40	11,63	67,50	3,51	65,86
60	10,67	67,66	3,36	61,83
80	9,02	70,72	4,87	57,31
100	8,01	73,51	5,61	50,13
120	8,07	72,12	6,06	48,05

Fonte: Lobo (2006)

Da mesma forma, Mari (2003), trabalhando com diferentes intervalos entre cortes em capim marandu (*Brachiaria brizantha* cv. Marandu), encontrou valores de PB de 13,3 a 8,9% e FDN de 66,8 a 70,4% para o intervalo entre cortes variando de 15 a 90 dias.

O incremento na qualidade da forragem pode gerar resultados financeiros significativos em um sistema de produção. A simulação a seguir demonstra duas situações em que volumosos de baixa e alta qualidade foram utilizados na dieta de um rebanho de 50 vacas em lactação, criadas a pasto, produzindo em média 20 L/dia. O resultado da simulação é avaliado de acordo com a RMCA proporcionada por cada dieta e visa relatar a influência da qualidade do volumoso no lucro da atividade.

A Tabela 2 mostra a formulação das duas dietas, para as quais se preparou um concentrado específico para complementar as características de cada forragem a fim de se atingir o nível de produção estabelecido.

Nota-se que com o pasto de melhor qualidade economiza-se 1,56 kg de concentrado por vaca/dia. Isso é possível porque essa forragem pode ser consumida em maior quantidade, principalmente em função de seu menor teor de FDN, o que provoca menor efeito de enchimento nos animais. Além disso, o concentrado utilizado com o pasto de melhor qualidade tem menor custo devido ao teor de PB de 16%, contra 23,2% do concentrado formulado para o pasto de valor nutritivo mais baixo. Sendo assim é possível obter uma economia de mais de R\$ 25.550,00 ao ano para esse rebanho, por meio da melhoria da qualidade do pasto. Vale ressaltar que são níveis passíveis de serem atingidos apenas com alterações de manejo.

O pasto de pior qualidade, além de exigir um concentrado com maior teor de PB, impõe a necessidade da utilização de farelo de soja para suprir as exigências dos microrganismos ruminais por proteína degradável no rúmen (PDR). Isso é imprescindível para que a síntese de proteína microbiana (PMic), principal fonte de aminoácidos para as vacas, seja maximizada (OWENS; ZINN, 1993). Com a forragem de melhor qualidade, foi possível

Tabela 2. Receita menos o custo de alimentação (RMCA) para rebanho com 50 vacas em lactação, produzindo em média 20 kg leite/vaca/dia, considerando pastagens de qualidade diferentes.

Ingrediente	Pasto bom <sup>1</sup>	Pasto ruim <sup>1</sup>
Milho moído (kg MO)	2,54	1,59
Caroço de algodão (kg MO)	0,78	1,11
Farelo de algodão (kg MO)	1,58	3,20
Farelo de soja (kg MO)	0,00	0,56
Polpa cítrica (kg MO)	2,10	2,10
Núcleo mineral (kg MO)	0,40	0,40
Kg MO de concentrado	7,40	8,96
Custo por vaca/dia (R\$2)	7,12	8,52
Custo por kg de leite (R\$)	0,36	0,43
Kg leite/kg concentrado	2,70	2,23
RMCA por vaca (R\$)	12,88	11,48
Economia por ano (R\$)	25.550,00	

<sup>&</sup>lt;sup>1</sup>Pasto bom= 59,5% de nutrientes digestíveis totais (NDT), 50% de fibras em detergente neutro (FDN), 12% de proteína bruta (PB); Pasto ruim=55% de NDT, 65% de FDN, 9% de PB;

<sup>&</sup>lt;sup>2</sup>Os preços dos concentrados foram levantados no mercado do Estado de São Paulo em janeiro de 2016. O custo da pastagem foi fixado em R\$ 50,00/tonelada. Utilizou-se o preço do leite indicado pelo CEPEA em dezembro de 2015. Fonte: Boletim do Leite – www.cepea.esalq.usp.br

formular o concentrado somente com o farelo de algodão, fonte de proteína menos degradável e normalmente mais barata que a soja.

Quando se trabalha com rebanhos mantidos em pastagens, a qualidade da forragem não é suficiente para garantir bom desempenho. Para que as vacas possam expressar todo o seu potencial, é preciso que a oferta de forragem (OF) seja suficiente (PEYRAUD et al, 1996). O aumento na OF propicia aumento no consumo de MS da forragem e evidencia uma característica de consumo muito importante, que é a capacidade do animal em selecionar materiais de melhor qualidade em relação à média da pastagem. Estudos de morfologia da planta no pré e pós-pastejo demonstraram que os animais apresentam uma clara preferência por folhas verdes em detrimento de talos e/ou material já senescente (MARTINEZ, 2004; VOLTOLINI, 2006; CARARETO, 2007).

Nesse contexto, é importante enfatizar que as características estruturais do pasto têm efeito direto sobre o consumo de MS, uma vez que afetam a facilidade de colheita da forragem pelo animal. A altura, a densidade de folhas, a relação folha/caule e a proporção de material morto interferem no consumo, pois alteraram o tamanho dos bocados, a taxa de bocados e o tempo de pastejo (SARMENTO, 2003). Dessa forma, o manejo do pastejo, com base em metas de pasto, como altura, índice de área foliar e interpretação luminosa, é uma ferramenta fundamental para o máximo aproveitamento da forragem produzida (DA SILVA; NASCIMENTO JR., 2006).

A qualidade da forragem é igualmente importante quando se trabalha com volumosos conservados. O mesmo conceito se aplica para rebanhos confinados, alimentados com dietas à base de silagem de milho. Quanto melhor a qualidade do volumoso, mais se pode incluí-lo na formulação e, via de regra, mais barata e eficiente fica a dieta.

Os resultados apresentados evidenciam o papel fundamental da qualidade da forragem na lucratividade de qualquer sistema de produção de leite. O investimento na produção de volumosos se mostra cada vez mais interessante e é uma preocupação global, tanto para contornar o custo elevado dos concentrados quanto para atender às exigências cada vez mais presentes do desenvolvimento sustentável.

# 3. IMPACTO AMBIENTAL DA ALIMENTAÇÃO

Um dos princípios básicos da nutrição de vacas leiteiras é maximizar o consumo de MS. Quanto mais as vacas comerem, mais leite elas produzirão. De maneira geral, essa afirmativa é verdadeira, mas nem sempre isso acontece e pode ser que nem sempre isso seja interessante, a partir do momento em que incluímos a questão da poluição ambiental nessa avaliação. Um fato inexorável é que quanto mais as vacas comerem, mais dejetos vão produzir, e isso não é desejável. A principal preocupação é com as concentrações de N e P, pois, se esses elementos estiverem em quantidade excessiva nos solos, podem ser lixiviados e contaminarem lençóis freáticos ou mesmo águas superficiais, o que, dependendo da intensidade da contaminação, pode levar à eutroficação da água. Esse é um processo biológico que compromete muito a qualidade da água e pode resultar no crescimento de fito e zooplânctons, depleção de oxigênio e até em perda de vida aquática. Isso pode ser um problema bastante sério em regiões com lençóis freáticos rasos e fazendas próximas a mananciais importantes (PALHARES et al., 2013).

A principal preocupação ambiental é com a volatilização do N na forma de amônia (NH<sub>3</sub>), a partir dos dejetos dos animais (fezes e urina). Essa NH<sub>3</sub> pode contaminar o solo e a água via precipitação (chuva) ou mesmo por absorção direta, além de causar problemas de odor desagradável e agressivo nas fazendas. Quanto maior a concentração de N nos dejetos, maiores os riscos de contaminação ambiental. Dados de estudos realizados em

grandes confinamentos de gado de corte mostram que as perdas por  $\mathrm{NH_3}$  podem representar até 70% do N excretado pelos animais. A segunda maior preocupação é a distribuição do esterco nas fazendas, pois se trata de excelente opção para fertilização de áreas agrícolas e pastagens, mas, se for aplicado a taxas elevadas, quantidades significativas de N e P podem contaminar as águas superficiais e o lençol freático.

A redução nas excreções desses elementos pode minimizar bastante os problemas ambientais. No passado, praticamente não havia estímulos ou pressões para tal, de forma que a formulação de dietas com excesso de N e P era prática comum até bem pouco tempo. Stewart et al. (2012) mostraram que nos Estados Unidos as dietas típicas de vacas leiteiras podem conter 20 a 25% mais P do que recomenda o NRC (2001). Além da questão ambiental, esse excesso custa caro – cerca de U\$ 10-15 por vaca/ano, o que pode representar aproximadamente U\$ 100 milhões ao ano para os produtores de leite. E por aqui a situação não é muito diferente.

### 3.1. A questão do nitrogênio

O N é um dos nutrientes mais importantes para o desempenho animal e também um dos mais mal utilizados nas fazendas leiteiras. Via de regra, a eficiência de uso do N é baixíssima, da ordem de 25-30% (HUHTANEN; HRISTOV, 2009). Em parte, isso se deve à cultura praticamente universal de se formular rações com mais proteína do que o necessário para atender à demanda das vacas leiteiras, mesmo as de produção elevada. Até relativamente pouco tempo, balanceavam-se as rações das vacas leiteiras com base em valores de PB, que é calculada a partir da determinação do teor de N nos alimentos. O teor de PB de um alimento qualquer equivale ao seu teor de N multiplicado por 6,25. Esse cálculo é baseado na premissa de que as proteínas dos alimentos contêm, em média, 16% de N (100/16=6,25). Dessa forma, a fração PB dos alimentos inclui o N na forma de aminoácidos (AA) e também na forma de nitrogênio não proteico (NNP), como a ureia (SANTOS; PEDROSO, 2011).

Os alimentos consumidos pelos bovinos contêm quantidades variáveis de AA e NPN. O NPN é o N não incorporado nos AA e proteínas. No rúmen, pode ser convertido em PMic, que é utilizada pelos ruminantes. As proteínas dos alimentos também variam quanto à digestibilidade ruminal, perfil de AA e digestibilidade intestinal. Algumas proteínas são degradadas rapidamente pelos microrganismos do rúmen (PDR), enquanto outras são pouco degradadas no rúmen, mas podem ser disponíveis no intestino delgado (PNDR). Um grupo menor de proteínas pode ser essencialmente não utilizável pelos bovinos, passando diretamente pelo trato digestivo e sendo excretado nas fezes.

O conceito de Proteína Metabolizável (PM) foi desenvolvido para permitir aos nutricionistas uma estimativa mais precisa da proteína que as vacas efetivamente podem utilizar. As fontes de proteína que chegam ao Intestino Delgado (ID) dos ruminantes são a PMic (sintetizada no rúmen a partir da degradação da PDR), a PNDR, que escapa da degradação ruminal, e pequena quantidade de proteína endógena, derivada principalmente de células de descamação do epitélio digestivo. A mistura de AA provenientes da digestão dessas fontes forma a PM, que se constitui no "pool" de AA disponíveis para utilização pelas vacas. Dessa forma, ninguém encontrará valores de PM em resultados de análises bromatológicas de alimentos, mas poderá encontrar esse termo em um relatório de um nutricionista ou no resultado de alguma formulação de ração feita por softwares especializados. Os programas de formulação mais completos estimam a quantidade de PM que uma vaca pode obter a partir de uma dada ração (SANTOS; PEDROSO, 2011).

Com esses conceitos em mente, para balancear corretamente uma ração para vacas leiteiras em termos proteicos, o objetivo deve ser, primeiramente, fornecer a quantidade

adequada de PDR para otimizar a função ruminal e maximizar a síntese de PMic. Para tal, também é fundamental que se forneça energia para que os microrganismos possam utilizar com eficiência a PDR. Para maximizar a síntese de PMic, é preciso disponibilidade simultânea de PDR e energia no rúmen. Animais alimentados com grandes quantidades de forragem, como os mantidos a pasto, consomem quantidades limitadas de energia. Para aumentar a disponibilidade de energia no rúmen, é necessário fornecer concentrado rico em grãos de cereais ou subprodutos energéticos, como a polpa cítrica. Trocando em miúdos, vacas que só consomem pasto não terão a síntese de PMic maximizada, pois esta será limitada pela disponibilidade de energia, mesmo que a forragem seja de alta qualidade. Em termos nutricionais, a dieta de vacas mantidas em pastejo exclusivo não oferece as condições adequadas para a maximização da síntese de PMic pela falta de energia. Mais isso não significa que essas vacas não possam ser economicamente eficientes – isso deve ficar claro. Vacas em pastejo que recebem suplementação concentrada têm mais chance de produzir grandes quantidades de PMic e, portanto, ter maior quantidade de PM chegando no ID.

E por que é tão importante maximizar a síntese de PMic? Porque a PMic é que tem o perfil de AA mais adequado à produção de leite. Para que o processo de síntese de proteínas do leite seja eficiente, é preciso que o chamado "pool" de AA disponíveis no ID (PM) contenha os AA em proporção semelhante à das proteínas do leite. É isso que chamamos de perfil de AA. E para nossa satisfação, a PMic é a fração proteica que apresenta o melhor perfil de AA para a produção de leite. Além disso, a PMic é a fonte mais barata de proteína de alto valor biológico, pois ela pode ser produzida a partir de alimentos de custo relativamente baixo (SANTOS; PEDROSO, 2011).

A partir do momento em que a síntese de PMic está garantida, o segundo passo do balanceamento proteico é fornecer fontes de PNDR com bom perfil de AA. Isso só será interessante se a fonte de PNDR contiver os AA adequados à produção de leite. Se as fontes de PNDR não tiverem um bom perfil de AA, sua utilização será pouco eficiente. Via de regra, a utilização de fontes de PNDR faz mais sentido em rações de vacas de produção elevada, acima dos 25-30 kg/dia. Abaixo disso é perfeitamente possível balancear rações com o uso de apenas fontes de PDR.

Vacas leiteiras necessitam de proteína metabolizável para suas atividades de manutenção, para produzir leite, para gerar um bezerro e para crescer, quando for o caso. O NRC (2001) estima as necessidades de PM com base no peso vivo da vaca, consumo de MS, dias em gestação, produção de leite e teor de proteína do leite.

Por exemplo, uma vaca de 550 kg, produzindo 20 kg leite/dia, com 3,5% de proteína, necessita de aproximadamente 1,6 kg de PM ao dia. Esse número relativamente baixo pode ser mal interpretado quando se está acostumado a pensar em termos de PB. É importante lembrar que a PM é apenas a fração proteica que a vaca pode efetivamente utilizar. Essa mesma vaca consumirá 17 kg de MS, com 15,5% PB, o que significa que ela vai ingerir 2,64 kg de proteína por dia, mas o que interessa de fato é só o 1,6 kg de PM disponível no intestino delgado.

Em trabalho realizado no Sistema de Produção de Leite da Escola Superior de Agricultura "Luiz de Queiroz" (Esalq), em Piracicaba (DANÉS et al., 2013), foram testados três concentrados diferentes para vacas em lactação mantidas em pastagens de capim-elefante de elevada qualidade. A forragem apresentava 18,5% PB, 60,3% NDT, 58,7% FDN e 75,9 % de digestibilidade. Os concentrados testados continham 8,7, 13,4 e 18,1% PB, respectivamente. Foram utilizadas 33 vacas no terço médio de lactação (11 em cada tratamento), as quais pastejavam juntas e recebiam concentrado individualmente, à base de 3 kg de leite para cada kg de concentrado. Os dados de produção e composição do leite encontram-se na Tabela 3.

Tabela 3. Produção e composição do leite de vacas em lactação pastejando capim-elefante e recebendo concentrado com três níveis de PB.

Parâmetro	T1 (8,7% PB)	T2 (13,4% PB)	T3 (18,1% PB)	Valor de P
Leite (kg/dia)	19,6	19,1	18,9	0,55
Gordura (%)	3.53	3.45	3.45	0,78
Proteína (%)	3.25	3.20	3.35	0,51
NUL (mg/dL)	8.43c	10.45b	13.05a	<0,001
EUN (%)	18,4a	16,2b	15,5b	0,01

Fonte: Danés et al. (2013).

Os dados mostram de forma contundente que o aumento na oferta de proteína no concentrado, na forma de farelo de soja, não resultou em benefício algum. O único parâmetro que apresentou alguma diferença significativa foi o teor de nitrogênio ureico no leite (NUL), que aumentou à medida que houve um aumento no teor de proteína do concentrado, o que indica claramente menor eficiência de uso do nitrogênio (EUN) pelas vacas que receberam mais farelo de soja. Além disso, as vacas que ganharam o concentrado com mais proteína excretaram em média 46 g de N a mais (via urina) do que as que receberam o concentrado menos proteico. Esse dado da excreção foi obtido em ensaio de metabolismo com vacas secas canuladas no rúmen, mas, se extrapolarmos essa diferença para as 33 vacas em lactação, considerando um período médio de utilização do pasto de 210 dias na estação das águas, a redução total na excreção de N seria da ordem de mais de 310 kg, valor bastante representativo.

Se analisarmos a resposta econômica dessa substituição, veremos uma situação bastante interessante. Vejamos os dados na Tabela 4.

Como pode ser observado, o aporte de farelo de soja na dose mais elevada resultou em custo adicional de R\$ 191,10 por vaca/dia, o que representa R\$ 6.306,30 a mais nos 210 dias de pastejo. Se aplicarmos essa diferença a um rebanho com 100 vacas, o valor salta para R\$ 19.110,00.

Esse resultado só foi possível porque o pasto era de alta qualidade. Com a proteína disponível no pasto, não há razão para dar mais proteína no concentrado. Esse conceito pode, e deve, ser aplicado em qualquer situação. Obviamente, os parâmetros mudam de rebanho para rebanho, especialmente em função do nível de produção das vacas, mas as práticas de NP sempre podem ser aplicadas a fim de ganhar eficiência de uso dos nutrientes. Infelizmente, mesmo nesta época em que a importância da eficiência de uso das fontes proteicas consumidas pelas vacas é cada vez mais reconhecida, não é raro encontrarmos

Tabela 4. Análise financeira simplificada dos dados apresentados na Tabela 3.

Parâmetro	T1 (8,7% PB)	T2 (13,4% PB)	T3 (18,1% PB)
Conc. (R\$/vaca/dia¹)	4,90	5,35	5,81
Conc. (R\$/210 dias)	33.957,00	37.075,50	40.263,00
Diferença/vaca (R\$)		+ 94,50	+191,10
Diferença total (R\$)		+ 3.118,50	+ 6.306,30

1=Custos apurados no mercado do Estado de São Paulo no mês de janeiro de 2016.

Fonte: Adaptado de Danés et al. (2013).

fazendas que usam proteína em excesso nas formulações das dietas. E, atualmente, a utilização do N tem que ser encarada como uma questão crucial do manejo alimentar, considerando o custo das fontes proteícas e a necessidade de reduzir a emissão de poluentes nas fazendas. O fornecimento de proteína em excesso, via de regra, resulta em custos alimentares desnecessários, sem retorno em produção de leite. Além disso, a maior parte de N em excesso da dieta é excretada na urina, com grande potencial para poluir o ambiente.

Higgs, Chase e Van Amburgh (2012) mostraram outro exemplo de como a NP pode melhorar a eficiência de uso do N em uma fazenda leiteira. Foram relatados dois estudos de campo desenhados para avaliar a eficácia da adoção dos conceitos de NP para melhorar a EA e reduzir o impacto ambiental em alguns rebanhos comerciais nos Estados Unidos.

Foram escolhidos dois rebanhos leiteiros de alta produção (média acima dos 36 kg leite/vaca/dia), manejo de alto nível, mas com oportunidade para reduzir o teor de proteína da dieta das vacas em lactação. Ambas as fazendas usavam sistema de confinamento total (Free-Stall) e alimentavam as vacas com ração completa. O estudo foi conduzido entre setembro de 2008 e abril de 2009, período em que os preços do leite estavam bastante reduzidos nos Estados Unidos. O primeiro passo foi uma tomada de dados detalhada nas fazendas – descrição minuciosa das dietas, análise bromatológica completa de todos os volumosos, aferição cuidadosa do consumo de MS, produção e composição do leite de todas as vacas (teores de gordura, proteína, NUL, contagem de células somáticas, contagem bacteriana total), além de dados ambientais e das instalações.

Antes de qualquer alteração, as fazendas foram monitoradas por dois meses. A partir daí, as novas dietas foram formuladas para alcançar o objetivo do estudo, mas também de acordo com a variação observada na composição dos volumosos (silagem de milho e feno pré-secado de alfafa) ao longo do tempo. Isso é um aspecto bastante importante, pois efetivamente pode haver mudanças bastante significativas na composição de um alimento volumoso dentro de um mesmo silo – e ignorar esse aspecto pode reduzir bastante e eficiência de uso dos nutrientes. As novas rações foram formuladas para atingir os requerimentos das vacas por PM, e a concentração de NUL no tanque foi monitorada como um indicador independente da utilização de proteína. Mensalmente, a produção de leite era avaliada, bem como coletadas amostras individuais do leite das vacas para análise de gordura, proteína e NUL. A fazenda A usava três lotes de produção, que recebiam o mesmo concentrado, mas proporções diferentes de volumosos, de acordo com a produção de leite. A fazenda B usada quatro lotes de produção, que recebiam a mesma ração completa, em diferentes quantidades de acordo com a produção.

Na Tabela 5 estão dados de composição da dieta, antes e após as modificações efetuadas, bem como alguns dados de eficiência de uso do N. A Tabela 6 mostra os dados de produção e composição do leite e econômicos de ambas as fazendas antes e após o estudo. O objetivo principal foi avaliar o impacto das mudanças no manejo da alimentação sobre o RMCA.

Praticamente os números falam por si, mas é importante fazer algumas considerações importantes. A adoção das novas dietas resultou em um ganho no RMCA de 18,7 e 3,97%, respectivamente, nas fazendas A e B, o que, considerando o número total de vacas em lactação em cada uma (400 e 600, respectivamente), significou ganhos anuais de U\$ 144.540,00 para a fazenda A e U\$ 41.610,00 para a fazenda B. Isso se deveu, principalmente, à redução no custo dos alimentos, mas é muito interessante notar que a Fazenda B, mesmo observando queda na produção média por vaca, conseguiu ganhos em composição do leite, o que possibilitou um preço melhor pago pelo laticínio. No final das contas, o fato é que essa fazenda também melhorou sua margem de lucro.

A redução no teor de proteína das rações levou a um ganho bastante interessante em eficiência de uso do N, em ambas as fazendas. Observou-se redução na excreção desse

Tabeta 5. Parâmetros das dietas e eficiência de uso do N, ao início e final do período de avaliação – formulações e predições de acordo com o CNCPS (v6.1).

	Fazenda A		Fazenda B	
	Antes	Depois	Antes	Depois
FDN (% de MS)	32,5	33,6	31,3	33,2
CNF (% de MS)	38,1	40,4	38,4	40,6
EE (% de MS)	4,3	3,8	5,4	4,2
PB (% de MS)	17,6	16,6	17,7	16,9
Ingestão de N (g/vaca/dia)	697	641	653	632
NUL MG/dL	15,7	12,3	13,5	12,0
N excretado total (g/vaca/dia)	500	441	469	441
Eficiência de uso do N (%)	28	31	28	30

Fonte: Higgs, Chase e Van Amburgh (2012)

Tabela 6. Produção e composição do leite, custo dos alimentos e RMCA em ambos os rebanhos avaliados, entre o início e final do período de avaliação.

	Fazenda A		Fazenda B	
	Antes	Depois	Antes	Depois
Leite (kg)	35,9	36,3	37,5	36,4
Proteína (%)	3,03	3,11	2,96	3,07
Gordura (%)	3,77	3,63	3,56	3,63
Custo dos alimentos (U\$/vaca/dia)	4,07	3,35	4,33	4,12
RMCA (U\$/vaca/dia)	5,32	6,31	4,79	4,98
RMCAc (U\$/vaca/dia*)	6,11	7,38	5,68	5,95

<sup>\*</sup>Receita menos o custo dos alimentos comprados.

Fonte: Higgs, Chase e Van Amburgh (2012)

elemento, o que significa emitir menos 7.154 e 6.132 kg de N ao ano, respectivamente – um ganho ambiental para lá de importante.

Esse estudo mostra de forma muito clara como a adoção do conceito de NP pode mudar a vida de fazendas leiteiras, melhorando significativamente a margem de lucro das operações e contribuindo, significativamente, para reduzir o impacto ambiental da emissão de N no ambiente. O mais interessante é que isso não implica em nenhum investimento ou gasto significativo; apenas trabalhar da forma correta e investir um pouco mais em análises bromatológicas e de leite, para que o nutricionista possa ter informações mais precisas para fazer um bom trabalho.

Em um estudo recente realizado na Embrapa Gado de Leite, em Coronel Pacheco, no Estado de Minas Gerais (GUIMARÃES, 2016), mostrou-se como a redução no teor de PB das dietas de vacas leiteiras pode contribuir decisivamente para a melhoria da EUN por vacas leiteiras, bem como para a redução na excreção do N, sem comprometer o desempenho das vacas.

O estudo comparou dietas isoenergéticas e com a mesma estimativa de disponibilidade de proteína metabolizável, calculada pelo Cornell Net Carbohydrate and Protein System (TYLUTKI et al., 2008). Os dados estão na Tabela 7.

Tabela 7. Composição das dietas experimentais e resultados produtivos e de eficiência de uso do nitrogênio dietético de vacas leiteiras alimentadas com dietas contendo diferentes teores de proteína bruta.

Composição dietas experimentais						
	T1	Т2	Т3	T4	,	
PB (%MS)	12,4	13,0	13,6	15,4		
PMet (g/vaca/dia)	1888	1886	1888	1888		
EL Lac (Mcal/kg MS)	1,61	1,62	1,62	1,61		
		Resultados				
	T1	Т2	Т3	T4	<b>P</b> <	
IMS (kg/vaca/dia)	20,0	20,8	21,4	21,6	0,25	
Leite (kg/vaca/dia)	24,50	22,40	24,00	23,80	0,54	
Gordura %	3,87	3,75	3,90	3,77	0,89	
Proteína (%)	3,34	3,25	3,39	3,32	0,82	
NUL (mg/dL)	8,10	12,2	14,4	18,5	<0,01	
N ingerido (g/vaca/dia)	414	452	490	553	<0,01	
N leite (g/vaca/dia)	125	119	135	123	0,12	
N fezes (g/vaca/dia)	178	179	182	180	0,99	
N urina (g/vaca/dia)	116	155	172	247	<0,01	
EUN (%)	29,8	26,5	27,5	22,4	0,01	

Fonte: Guimarães (2016)

Pelos resultados apresentados, fica evidente que a redução no teor de PB das dietas, mantendo-se o aporte de energia líquida e proteína metabolizável para as vacas, não prejudicou seu desempenho e contribuiu significativamente para a redução na excreção total de N, especialmente na forma de urina, e para o aumento expressivo na eficiência de uso do N da dieta. Essa estratégia de trabalhar com dietas contendo menor quantidade de PB vem sendo amplamente estudada em diferentes países, e muitos aspectos precisam ser cuidadosamente avaliados, como os possíveis efeitos a longo prazo, mas certamente aponta para um excelente caminho a seguir em busca de maior eficiência produtiva com redução do impacto ambiental associado à alimentação dos rebanhos.

# 4. PRÁTICAS PARA MELHORAR A EFICIÊNCIA ALIMENTAR (EA) E REDUZIR O IMPACTO AMBIENTAL

Adotar o conceito de NP é fundamental para se obter ganhos em EA. O objetivo do manejo alimentar em sistemas de produção de leite sempre é maximizar o desempenho animal e o lucro, mas agora também é preciso incluir o parâmetro ambiental nessa questão. Por exemplo, a formulação de rações de custo mínimo e o uso intensivo de subprodutos da agroindústria nas dietas podem resultar em excesso de N em muitos casos. É comum deixar margens de segurança na formulação para compensar possíveis variações na composição dos alimentos. Para trabalhar dentro do conceito de NP, é preciso conhecer melhor os requerimentos de cada categoria animal, bem como utilizar mais a análise bromatológica dos alimentos e melhorar o manejo da alimentação nas fazendas. Seguem algumas sugestões práticas para os nutricionistas se aproximarem mais desse novo conceito.

- 1. Tenha conhecimento detalhado da composição dos alimentos utilizados: Isso é especialmente importante para volumosos, mas também para alimentos concentrados, principalmente subprodutos que normalmente apresentam variação considerável em sua composição. Faça análises bromatológicas rotineiras, pois o custo é baixo e o benefício é muito grande.
- 2. Ofereça aos animais volumosos de alta qualidade: Quanto melhor a qualidade dos alimentos volumosos, menor a quantidade de concentrados necessária para atingir uma dada produção. Com volumosos de melhor qualidade, via de regra, a digestibilidade da dieta é maior, o que contribui para um melhor desempenho animal e menor excreção de nutrientes.
- 3. Use um modelo nutricional robusto e atualizado para avaliar as dietas: O conhecimento da nutrição de vacas leiteiras é permanentemente atualizado, ou seja, novas informações surgem a cada ano. É fundamental formular as dietas seguindo um modelo atualizado em relação às exigências animais e às estimativas de utilização dos nutrientes.
- 4. **Melhore a acurácia do manejo alimentar:** Monitorar o teor de MS dos alimentos, manejar corretamente as pastagens e garantir boa mistura dos alimentos oferecidos no cocho são práticas fundamentais para que a dieta consumida pelas vacas seja igual à que foi formulada, o que é imprescindível para garantir alta eficiência no uso dos alimentos.
- 5. Faça controle do consumo oferta e sobras: Monitorar o consumo é fundamental para formular corretamente as dietas. Se, por exemplo, for maior do que o previsto, é possível readequar as formulações para ajustar a ingestão de nutrientes. Há casos em que as sobras do cocho das vacas em lactação são oferecidas a vacas secas ou novilhas, o que pode resultar em excesso de N e P para esses animais. As sobras devem ser ajustadas para permitir consumo máximo de alimentos, mas sobras em excesso sempre devem ser evitadas.
- 6. Use os dados de produção e composição do leite (proteína, gordura e nitrogênio ureico) para monitorar o manejo alimentar: Se a composição do leite muda, isso pode ser devido a algum problema alimentar, que deve ser imediatamente checado. Os dados de NUL podem ser usados como indicador de excesso ou falta de proteína da dieta.

A adoção dos conceitos de NP, desde que feita com correção, resulta em benefícios econômicos e ambientais. O objetivo é melhorar a eficiência produtiva e o lucro das fazendas, ao mesmo tempo em que a excreção de elementos poluentes é reduzida.

### RFFFRÊNCIAS

- ALLEN, M. S. Relationship between fermentation acid production in the rumen and the requirement for physically effective fiber. *Journal of Dairy Science*, v. 80, n. 7, p. 1447-1462, 1997.
- BALBIAN, D.R. Precision feeding: minimize dairy's environmental impact. *Hoard's Dairyman*, v. 156, n. 18, p. 691, 2011.
- BAUMAN, D.E. et al. Sources of variation and prospects for improvement of productive efficiency in the dairy cow: a review. *Journal of Animal Science*, v. 60, n. 2, p. 583-592, 1985.
- CAPPER, J.L.; CADY, R.A.; BAUMAN, D.E. Increased production reduces the dairy's industry environmental impact. In: CORNELL NUTRITION CONFERENCE FOR FEED MANUFACTURERS, 70, 2008, Syracuse. *Proceedings...* Syracuse: Cornell University, 2008. p. 55-66.
- CARARETO, R. Uso de uréia de liberação lenta para vacas alimentadas com silagem de milho ou pastagens de capim-elefante manejadas com intervalos fixos ou variáveis de desfolhas. 2007. 116p. Dissertação (Mestrado em Ciência Animal e Pastagens) Escola Superior de Agricultura "Luiz de Queiroz", Universidade de São Paulo, Piracicaba, 2007.
- DA SILVA, S.C.; NASCIMENTO JR., D. Ecofisiologia de plantas forrageiras. In: SIMPÓSIO SOBRE MANEJO ESTRATÉGICO DA PASTAGEM, 3, 2006, Viçosa. *Anais...* Viçosa: UFV, 2006. p.1-42.

- DADO, R.G.; ALLEN, M.S. Enhanced intake and production of cows offered ensiled alfalfa with higher neutral detergent fiber digestibility. *Journal of Dairy Science*, v. 79, n. 3, p. 418-428, 1996.
- DANÉS, M.A.C. et al. Effect of protein supplementation on milk production and metabolism of dairy cows grazing tropical grass. *Journal of Dairy Science*, v. 96, n. 1, p. 407-419, 2013.
- FERRELL, C.L. Energy metabolism. In: CHURCH, D.C. (Ed.). *The ruminant animal*: digestive physiology and nutrition. New Jersey: Prentice Hall, 1988. p. 250-268.
- GRANT, R.J. et al. Brown midrib sorghum silage for midlactation dairy cows. *Journal of Dairy Science*, v. 78, n. 9, p. 1970-1980, 1995.
- GUIMARÃES, C. R. Desempenho produtivo de vacas mestiças no terço médio de lactação alimentadas com diferentes proporções entre proteína degradável e não degradável no rúmen. 2016, 52 p. Dissertação (Mestrado em Zootecnia) Escola de Medicina Veterinária, Universidade Federal de Minas Gerais, Belo Horizonte. 2016.
- HIGGS, R.J.; CHASE, L.E.; VAN AMBURGH, M.E. Case study: application and evaluation of the Cornell Net Carbohydrate and Protein System as a tool to improve nitrogen utilization in commercial dairy herds. *The Professional Animal Scientist*, v. 28, n. 3, p. 370-378, 2012.
- HUHTANEN, P.; HRISTOV, A.N. A meta-analysis of the effects of dietary protein concentration and degradability on milk protein yield and milk N efficiency in dairy cows. *Journal of Dairy Science*, v. 92, n. 7, p. 3222-3232, 2009.
- JOHNSON, C.R. et al. Effects of nitrogen fertilization and harvest date on yield, digestibility, fiber, and protein fractions of tropical grasses. *Journal of Animal Science*, Champaign, v. 79, n. 9, p. 2439-2448, 2001.
- KUOPPALA, K. et al. The effect of cutting time of grass silage in primary growth and regrowth and interactions between silage quality and concentrate level on milk production of dairy cows. *Livestock Science*, v. 116, n. 1-3, p. 171-182, 2008.
- LOBO, J.R. Avaliação da idade de corte e do uso de polpa cítrica sobre a qualidade fermentativa e estabilidade aeróbia da silagem de capim-elefante. 2006. Dissertação (Mestrado em Medicina Veterinária) Faculdade de Medicina Veterinária e Zootecnia, Universidade de São Paulo, Pirassununga, 2006.
- MARI, L.J. *Intervalo entre cortes em capim-marandu (Brachiaria brizantha (Hochts. ex A. Rich.) Stapf. Cv Marandu)*: produção, valor nutritivo e perdas associadas à fermentação da silagem. 2003. Dissertação (Mestrado em Ciência Animal e Pastagens) Escola Superior de Agricultura "Luiz de Queiroz", Universidade de São Paulo, Piracicaba, 2003.
- MARTINEZ, J.C. Substituição do milho moído fino por polpa cítrica peletizada no concentrado de vacas leiteiras mantidas em pastagens de capim elefante durante o outono-inverno. 2004. 121p. Dissertação (Mestrado) Escola Superior de Agricultura "Luiz de Queiroz", Universidade de São Paulo. Piracicaba, 2004.
- NRC National Research Council. *Nutrient requirements of dairy cattle*: seventh revised edition, 2001. Washington, D.C.: National Academy of Sciences, 2001. Disponível em: <a href="http://www.nap.edu/catalog/9825/nutrient-requirements-of-dairy-cattle-seventh-revised-edition-2001">http://www.nap.edu/catalog/9825/nutrient-requirements-of-dairy-cattle-seventh-revised-edition-2001</a>>. Acesso em: 27 jan. 2016.
- OBA, M.; ALLEN, M.S. Evaluation of the importance of the digestibility of neutral detergent fiber from forage: effects on dry matter intake and milk yield of dairy cows. *Journal Dairy Science*, v. 82, n. 3, p. 589-596, 1999.
- OWENS, F.N.; ZINN, R. Protein metabolism of ruminant animals. In: CHURCH, D.C. (Ed.). *The ruminant animal*: digestive physiology and nutrition. New Jersey: Waveland Press, 1993. cap. 12, p. 227-250.
- PALHARES, J.C.P. et al. *Boas práticas hídricas na produção leiteira*. São Carlos: Embrapa, 2013. (Comunicado Técnico, 101).
- PEYRAUD, J.L. et al. The effect of daily herbage allowance, herbage mass and animal factors upon herbage intake by grazing dairy cows. *Annalles de Zootechnie*, Paris, v. 45, p. 201-217, 1996.
- SANTOS, F.A.P.; PEDROSO, A.M. Metabolismo de proteínas. In: BERCHIELLI, T.T.; PIRES, A.V.; OLIVEIRA, S.G. (Eds.). *Nutrição de ruminantes*. Jaboticabal: FUNEP, 2011. p. 265-297.
- SARMENTO, D. O. L. *Produção, composição morfológica e valor nutritivo da forragem em pastos de Brachiaria brizantha (Hochst ex A. Rich) Stapf cv. Marandu submetidos a estratégias de pastejo rotativo por bovinos de corte.* 2003, 144 p. Tese, (Doutorado em Ciência Animal e Pastagens) Escola Superior de Agricultura "Luiz de Queiroz", Universidade de São Paulo, Piracicaba, 2003.
- STEWART, B.A. et al. Technical note: Cost of reducing protein and phosphorus content of dairy rations. *The Professional Animal Scientist*, v. 28, n. 1, p.115-119, 2012.
- THIAGO, L.R.L.S.; GILL, M. Consumo voluntário de forragens por ruminantes: mecanismo físico ou fisiológico? In: REUNIÃO ANUAL DA SOCIEDADE BRASILEIRA DE ZOOTECNIA, 38, 1990, Campinas. *Anais...* Campinas: SBZ, 1990. p. 853-871.

- TYLUTKI, T.P. et al. Cornell Net Carbohydrate and Protein System: A model for precision feeding of dairy cattle. *Animal Feed Science and Technology*, v. 143, n. 1-4, p. 174-202, 2008.
- VAN SOEST, P.J. Nutritional ecology of the ruminant. Ithaca: Cornell University Press. 1994.
- Environment and forage quality. In: CORNELL NUTRITION CONFERENCE FOR FEED MANUFACTURERS, 1996, Rochester. *Proceedings...* Rochester: Cornell University, 1996, p. 1-12.
- VOLTOLINI, T.V. Adequação protéica em rações com pastagem ou cana-de-açúcar e efeito de diferentes intervalos entre desfolhas da pastagem de capim-elefante sobre o desempenho lactacional de vacas leiteiras. 2006. Tese (Doutorado em Agronomia) Escola Superior de Agricultura "Luiz de Queiroz", Universidade de São Paulo, Piracicaba, 2006.

### CAPÍTULO 9

# Nutrição de precisão e manejo alimentar como formas de reduzir a poluição ambiental dos resíduos gerados na produção de suínos e de aves

Naiana E. Manzke<sup>1</sup>, Julio C. P. Palhares<sup>2</sup>, Gustavo J. M. M. de Lima<sup>3\*</sup>

¹Universidade Federal de Pelotas, ²Embrapa Pecuária Sudeste, ³Embrapa Suínos e Aves \*gustavo.lima@embrapa.br

# 1. INTRODUÇÃO

Técnicos e produtores têm especial cuidado com a quantidade e qualidade das dietas oferecidas aos animais, uma vez que a alimentação é responsável por mais de 2/3 do custo de produção dos animais. Esse mesmo cuidado não é verificado em relação à água, principalmente devido ao seu "baixo" custo para a suinocultura e avicultura. Ao contrário da ração, o manejo da água não é visto como algo fundamental, uma vez que esse bem tem baixo custo e é relativamente abundante nas áreas de produção de aves e de suínos. Contudo, isso tende a mudar, pois o custo de armazenamento, distribuição e tratamento dos efluentes, além das imposições legais, vem sendo foco de maior preocupação. As boas práticas de produção indicam que os produtores devem reduzir as quantidades de água consumida e de efluentes gerados, sem comprometer a saúde e o desempenho dos animais. O cálculo desse custo deve envolver captação, transporte, armazenamento, tratamento (se necessário), oferta aos animais e tratamento e disposição dos efluentes na natureza.

A água na produção animal possui três dimensões: recurso natural finito, ameaçado constantemente em sua quantidade e qualidade; fator de produção, que viabiliza bens e serviços para o uso humano; nutriente essencial para os animais. Culturalmente, a suinocultura e a avicultura, bem como as outras atividades pecuárias, relacionam-se com a água em apenas uma dimensão, como fator de produção. Em geral, a água não é entendida como um recurso natural finito, portanto passível de preservação e de conservação. Como

prova dessa constatação verificam-se: 1) a falta do reconhecimento da importância de se manter as matas ciliares, pois estas colaboram para preservação da água em quantidade e qualidade; 2) a prática ambiental vigente no manejo dos dejetos das aves e dos suínos, quando eles são utilizados como fertilizantes sem o respeito ao princípio do balanço de nutrientes visando à redução na excreção.

Ao contrário da água, o desperdício de ração tem relação direta com o custo de produção, uma vez que os gastos com a alimentação representam mais de 2/3 dos custos totais de produção de suínos e de aves. Além disso, o desperdício de alimento mascara a estimativa de consumo, assim como aumenta o volume de dejetos da granja (BELLAVER; GARCEZ, 2000). O desperdício médio de ração em granjas de suínos é de 6% (GADD, 2003), no entanto essa estimativa pode chegar até 20% (SCHELL; VAN HEUGTEN; HARPER, 2001), sendo que, somente nos comedouros, esse desperdício facilmente atinge 5% (GIROTTO; LIMA; BELLAVER, 2002). Assim, uma granja de ciclo completo, com 250 matrizes alojadas (2.000 ton ração/ano), pode apresentar perdas estimadas em 100 a 200 ton de ração/ano para desperdícios de 5 e 10%, respectivamente. Se atribuirmos o valor médio da dieta em R\$ 0,90/kg, essas perdas representariam R\$90.000,00 e R\$180.000,00 ao ano, respectivamente. No caso de frangos de corte, há citações de que o uso de dietas peletizadas propicia a redução de até 18% no desperdício em relação às dietas fornecidas na forma farelada, já que há maior agregação das partículas impedindo a separação, seleção ou consumo de ingredientes de maior preferência (GADZIRAYI et al., 2006).

Outro problema importante associado com o desperdício é o excesso de nutrientes, como nitrogênio e fósforo, que são incorporados aos dejetos. Com um nível estimado de 5% de desperdício em granjas para suínos em terminação, estima-se que há um adicional nos dejetos de 326,5 g de nitrogênio e 81,6 g de fósforo por suíno produzido (SCHELL; VAN HEUGTEN; HARPER, 2001). Metais pesados, como arsênio, cobre e zinco (BOLAN; ADRIANO; MAHIMAIRAJA, 2004), também podem estar presentes nos dejetos de aves e de suínos. Em excesso, esses elementos podem ser tóxicos para plantas, além de serem potenciais contaminantes para reservatórios de água por meio de escoamento superficial e lixiviação do solo (GUPTA; CHARLES, 1999).

O desperdício de alimento ocorre ao longo de todo o ciclo de produção, desde a fábrica de alimentos para animais até o comedouro, e pode representar a diferença entre o prejuízo e o lucro. A nutrição de precisão dos animais inicia-se com a adoção de práticas que reduzem o desperdício, destacando-se a observação e a regulagem de silos e de comedouros, a utilização de fonte de água próximo ao comedouro (HECK, 2009), a moagem correta dos grãos e a formulação precisa das dietas (SCHELL; VAN HEUGTEN; HARPER, 2001).

### FÁBRICA DE ALIMENTOS PARA ANIMAIS

A fábrica de alimentos para animais é o primeiro local de desperdício de alimento, desde a recepção dos ingredientes até o transporte da dieta pronta. Para minimizar essa perda, alguns procedimentos devem ser observados (SCHELL; VAN HEUGTEN; HARPER, 2001):

- Ao receber os ingredientes na fábrica, deve-se verificar se as matérias-primas cumprem as especificações exigidas, como o teor de umidade;
- Quando possível, realizar a moagem dos ingredientes imediatamente antes do uso para minimizar as perdas de nutrientes por reações químicas e microbiológicas ou pelo ataque de insetos durante o armazenamento;
- Verificar se a moagem dos ingredientes está sendo eficaz, pois partículas muito grandes dificultam a digestão do alimento, resultando em desperdício de ração;

- Verificar e reparar, caso seja necessário, todos os equipamentos de mistura, balanças e tubulações, certificando-se do seu funcionamento preciso e da existência de vazamentos ou outros problemas;
- Minimizar a formação e a dispersão de pó na fábrica. Além de reduzir as perdas, a menor ocorrência de pó reduz a ocorrência de contaminação cruzada de químicos e microbiológicos, além de insetos;
- Monitorar as condições e os equipamentos envolvidos no processo de peletização para manter a qualidade do produto com um menor percentual de perdas;
- Avaliar todos os equipamentos de armazenagem e de manuseio, evitando entrada de água no interior de silos e de caixas;
- Manter uma programação de estoque, de maneira que os primeiros lotes de alimentos que chegam à fábrica sejam os primeiros a serem utilizados. No caso de existirem furos ou rompimento de embalagens à recepção, dependendo do caso, dar prioridade ao seu uso ou corrigir os danos na embalagem;
- Estabelecer um programa para controle de roedores, insetos e pássaros;
- Examinar todos os caminhões e equipamentos utilizados para o transporte da ração da fábrica ao silo da granja, procurando locais de vazamento, de entrada de umidade, evitando que ocorra desperdício antes mesmo de chegar à granja;
- Adotar todas as medidas de boas práticas de fabricação de alimentos balanceados, pois elas ordenam todo o processo, reduzem os riscos de contaminações, melhoram a qualidade do produto final e, consequentemente, reduzem as perdas.

# 3. ARMAZENAMENTO DA RAÇÃO

A verificação, a limpeza e a regulagem rotineira do interior e exterior dos silos e seus sistemas de distribuição são importantes no controle do desperdício. O alimento derramado e acumulado no chão durante a limpeza ou carregado torna-se atrativo para insetos, roedores e pássaros, elevando, ainda mais, o desperdício. Além disso, deve-se ter o cuidado em não expor as dietas a altas temperaturas. Esse fator, sozinho, causa danos, mas quando ele é associado à umidade pode ocorrer o crescimento fúngico e bacteriano, tornando a ração imprópria para o consumo.

As dietas, especialmente as que contêm qualquer tipo de medicamento, devem ser adequadamente identificadas e armazenadas em locais separados, evitando a contaminação com outros lotes. Os silos devem ser limpos cuidadosamente na troca de partidas, evitando a contaminação cruzada e o desperdício do alimento medicado.

Os carrinhos para transportar o alimento do silo ao comedouro, utilizados nos sistemas não automatizados de distribuição de ração, devem ser mantidos limpos e secos e, quando não estiverem em uso, devem ser cobertos, evitando a entrada de água, insetos, roedores e pássaros.

#### 4. COMEDOUROS

Os suínos desperdiçam muita ração quando se alimentam, com estimativas na ordem de 3 a 5% no momento da alimentação. Essa perda pode ser reduzida com a escolha do comedouro mais adequado e com sua constante regulagem. Esses equipamentos devem permitir aos animais realizarem a alimentação em pé, apoiados nas quatro patas, evitando que os suínos se afastem para ficar na posição natural, reduzindo a quantidade de ração empurrada para fora do comedouro. Além disso, o comedouro deve possuir uma borda

com altura suficiente para evitar que o animal pise no seu interior. Essa altura, porém, não deve ultrapassar 20 cm (SCHELL; VAN HEUGTEN; HARPER, 2001). Outro grave problema causado pelo desperdício de ração é a incorporação de nitrogênio, fósforo e outros nutrientes aos dejetos produzidos. Na Tabela 1, é apresentado o impacto econômico do nível de desperdício de ração.

Comedouros com bebedouros conjugados são uma opção interessante para melhorar o desempenho e evitar perdas, pois o fornecimento de água dentro do comedouro possibilita o aumento do consumo de ração e constitui-se em vantagem ao bem-estar dos animais, além de aumentar o ganho de peso. Bellaver et al. (1998) testaram o fornecimento de água por meio de bebedouros tipo chupeta, colocados dentro e fora da câmara de consumo do comedouro. O emprego de bebedouro dentro do comedouro reduziu significativamente o volume de dejetos produzidos por suínos machos castrados e fêmeas, na ordem de 36 e 13%, respectivamente. Segundo Gadd (1988), a produção de dejeto líquido pode ser reduzida em até 50% com esse tipo de comedouro. A utilização dessa tecnologia é, portanto, recomendável para a redução do potencial poluente dos dejetos.

O ajuste dos comedouros também é importante, uma vez que eles devem estar regulados de tal forma que menos da metade do cocho esteja coberto com alimento, ficando o fundo à vista. Comedouros abertos demais podem resultar em falsos índices de consumo e conversão alimentar, devido à grande quantidade de ração desperdiçada. No entanto, se o sistema de regulagem estiver muito fechado, pode ocorrer redução no consumo, limitando o ganho de peso, além de aumentar a agressividade entre animais (BRUMM, 2010).

O desperdício de alimento também pode estar relacionado com as brigas entre os animais (GONYOU, 1999). Por essa razão, é importante que exista um correto dimensionamento do espaço e do número de comedouros, evitando a superlotação das baias e a falta de alimento. O equilíbrio entre o manejo de alimentação e o comedouro adequado é importante para melhorar o desempenho de frangos e de suínos em crescimento e terminação.

Quando existe ração no chão, é sinal de que os animais não estão comendo todo o alimento, e isso pode estar ocorrendo por oferta demasiada ou por existir alguma dificuldade na apreensão da ração, o que determina que algumas providências sejam tomadas. Na prática, se houver uma quantidade significativa de ração no chão ao redor dos comedouros, estes devem ser ajustados ou substituídos. Se os animais estiverem com dificuldade para se alimentar ou para chegar até o alimento, o comedouro deve ser ajustado para permitir maior quantidade de alimento ou mais espaço para alimentação. A substituição de um comedouro

Tabela 1. Custo do desperdício de ração.

Desperdício (%)	Ração para 113,5 kg de ganho¹	Custo de ração/suíno (R\$)²	Custo do desperdício/suíno (R\$)
0	236	R\$ 118,04	-
2	241	R\$ 120,40	R\$ 2,36
4	248	R\$ 123,94	R\$ 5,90
6	262	R\$ 131,02	R\$ 12,98
8	281	R\$ 140,47	R\$ 22,43
10	305	R\$ 152,27	R\$ 34,23
16	342	R\$ 171,16	R\$ 53,12
20	390	R\$ 194,77	R\$ 76,73

<sup>1</sup>Ganho dos 22,7 kg aos 113,5 kg, assumindo uma conversão alimentar de 2,60.

<sup>2</sup>Custo médio da ração fixo de R\$ 0,50/kg.

Fonte: Adaptado de Schell, Van Heugten e Harper (2001).

quebrado, ou de difícil ajuste, é paga rapidamente apenas pela redução no desperdício de ração. Dessa forma, a observação diária dos equipamentos e a atenção aos detalhes são importantes para evitar a perda de alimento.

### FORMA FÍSICA DA DIETA

A forma física da dieta pode interferir no desempenho de aves e de suínos, além de reduzir o desperdício da ração (BELLAVER; KONZEN; FREITAS, 1983; COSTA et al., 2006; ROCHA, 2009; SERRANO et al., 2012). Dietas peletizadas, por exemplo, são utilizadas para melhorar a eficiência alimentar e reduzir o desperdício de ração. Porém, para que a peletização seja eficiente na redução do desperdício, deve-se ter cuidado com o tamanho das partículas dos ingredientes que serão peletizados, além da própria qualidade dos peletes.

# 6. NUTRIÇÃO E ALIMENTAÇÃO DOS ANIMAIS

Outro fator importante quando se fala em desperdício de ração é o manejo de arraçoamento dos animais, que deve ser escolhido de acordo com as possibilidades de cada sistema de produção, atentando-se a algumas particularidades das diferentes fases de criação. No período em que as porcas apresentam cio, ocorre menor ingestão de alimento; logo, esse fato deve ser levado em consideração pelo funcionário ou produtor, no momento da distribuição do alimento, evitando sobras de ração no comedouro. Na gestação é importante o fornecimento de alimento na quantidade exata compatível com a fase gestacional e o estado corporal das fêmeas. Erros de alimentação podem representar desperdício ou falta de alimento, acarretando em prejuízo. O excesso de alimentação nessa fase pode não trazer nenhum benefício à fêmea nem aos leitões, além de prejudicar o consumo na fase de lactação, o que pode resultar em menor produção de leite e, consequentemente, prejuízo no desenvolvimento inicial dos leitões. A falta de água nas baias também pode levar ao desperdício, uma vez que ao diminuirem o consumo de água, os animais também vão reduzir o consumo de ração, podendo gerar quantidades significativas de sobras.

Na produção de suínos, a separação de fêmeas e de machos nas fases de crescimento e terminação previne a subalimentação das fêmeas e a superalimentação dos machos, o que reduz a excreção de nutrientes (CARTER; KIM, 2013), como do nitrogênio e do fósforo. Em frangos de corte, aumentar as fases de alimentação, de quatro para seis dietas, demonstrou uma redução na excreção de nitrogênio em 17% (ANGEL et al., 2006). Além disso, a utilização de fontes de proteína altamente digestíveis e de dietas formuladas segundo o conceito de proteína ideal pode reduzir a proteína bruta total da dieta, resultando em redução na excreção de nitrogênio, tanto em aves como em suínos. Kerr (2003) demonstrou que, para cada 1% a menos na concentração de proteína bruta na dieta de suínos, devido à suplementação com aminoácidos, a excreção de nitrogênio foi reduzida em 10%. Essa redução na excreção de nitrogênio também reduz consideravelmente a emissão de amônia no ambiente (CARTER; LACHMANN; BUNDY, 2008), além de reduzir a quantidade de campo necessária para a aplicação dos dejetos (CARTER; KIM, 2013). O mesmo pode ser usado para frangos de corte, para os quais a redução em 3% na concentração de proteína bruta na dieta, devido à suplementação de aminoácidos, também reduz a excreção de nitrogênio (HERNANDEZ et al., 2012). A inclusão de enzimas nas dietas de aves e de suínos também vem sendo de grande importância para redução na excreção de minerais nos dejetos. A inclusão da enzima fitase nas dietas aumenta a digestibilidade do fósforo de 20 a 50%, resultando na redução da excreção de fósforo (SELLE, 2008; WOYENGO; NYACHOTI, 2011). Outras enzimas que são utilizadas na produção de aves (algumas vezes na produção de suínos) são a xilanase e a β-glucanase, responsáveis pela hidrólise dos polissacarídeos não amídicos, aumentando a digestibilidade dos alimentos e melhorando o desempenho dos animais. No entanto, para que a utilização das enzimas seja bem-sucedida, algumas condições são essenciais, tais como: presença do substrato, presença da enzima específica para aquele substrato, relação adequada entre atividade enzimática e quantidade de substrato, ambiente adequado para a enzima, como temperatura, pH e tempo (WOYENGO; NYACHOTI, 2011; KRABBE, 2012).

O sistema de alimentação de suínos em terminação e de frangos de corte com restrição do consumo vem sendo utilizado há décadas com o propósito de melhorar a eficiência alimentar (por meio do melhor aproveitamento dos nutrientes da dieta e redução do desperdício de ração), reduzir a deposição de gordura na carcaça e aumentar o percentual de carne, quando comparados aos animais criados com alimentação à vontade (LEYMASTER; MERSMANN, 1991; SAHRAEI, 2012). A restrição alimentar pode ser feita de forma qualitativa e quantitativa. A forma qualitativa é baseada na inclusão de ingredientes de menor valor nutritivo às dietas, controlando, assim, o consumo dos animais. De acordo com Kyriazakis (1994), esse tipo de manejo na alimentação foi efetivo em promover a redução de consumo de energia digestível, havendo redução de 0,95% na ingestão calórica por ponto percentual de restrição qualitativa, isso porque os suínos se adaptam a ingredientes de características sensoriais negativas, que deprimem o consumo.

A severidade da restrição alimentar a ser imposta basicamente é uma opção da genética animal existente, do sexo, do peso animal e da fórmula a ser empregada. Animais geneticamente melhorados para deposição de carne tendem a consumir menos ração, o que diminui a importância da restrição. Os machos castrados de forma cirúrgica consomem mais ração do que fêmeas e, por isso, a restrição neles pode apresentar melhor resultado (BELLAVER; GARCEZ, 2000). Em experimento realizado em gaiolas metabólicas, Marcato e Lima (2005) constataram que a restrição alimentar promove redução significativa na quantidade de matéria seca excretada, assim como de cálcio, fósforo e nitrogênio, quando comparada à alimentação à vontade, constituindo-se em manejo eficiente para a redução do poder poluente dos dejetos produzidos pelos animais.

A escolha do manejo nutricional na fase de terminação de suínos depende das condições econômicas dos insumos e do preço pago pelo suíno. Assim, dois sistemas de alimentação se destacam como alternativos: quando o preço do quilograma do suíno produzido está atrativo, a prática de manejo mais aconselhável é a alimentação à vontade, que proporciona altos ganhos de peso, associados ao maior peso de abate; mas quando o custo da alimentação é alto, a opção escolhida deve dar ênfase à melhor conversão alimentar, o que significa redução do peso de abate e restrição alimentar. Entretanto, existem diversos fatores, já comentados anteriormente, que podem influenciar na eficiência da restrição alimentar e que também devem ser levados em consideração.

As vantagens do uso de restrição alimentar na fase final do período de terminação estão na melhora da conversão alimentar, reduzindo o desperdício de ração e melhorando características de carcaça, por outro lado dificulta o manejo dos animais, aumentando a demanda por mão de obra e equipamentos que facilitem a sua adoção. Pesquisas ainda não publicadas abordam essas questões e podem se constituir em alternativas eficientes para o uso da restrição alimentar.

# 7. USO DA ÁGUA NA PRODUÇÃO DE AVES E DE SUÍNOS

A agricultura é responsável por 92% do uso de água potável no mundo, dos quais 29% são direta ou indiretamente utilizados na produção animal (HOEKSTRA; MEKONNEN, 2012).

Os locais de maior consumo de água são, principalmente, durante a produção de alimentos (milho, farelo de soja e outros grãos), como água de beber para os animais e durante a limpeza das instalações, especialmente em abatedouros. Dessa forma, sabe-se que o maior ou o menor gasto de água na produção animal é determinado especialmente pela alimentação dos animais. A eficiência alimentar, o tipo de alimento oferecido e a origem do alimento são as principais fontes de variação no gasto de água dentro dos diversos sistemas de produção de aves e de suínos (GERBENS-LEENES; MEKONNEN; HOEKSTRA, 2013). A suinocultura e a avicultura são atividades altamente demandantes em recursos hídricos para dessedentação, limpeza das instalações e manutenção do bem-estar dos animais, e indispensáveis para o conhecimento da quantidade de água que se está utilizando. Esse conhecimento constituirá um indicador de desempenho e saúde dos rebanhos, bem como a quantidade consumida pela granja propiciará o conhecimento do custo da água na propriedade.

Os fatores que afetam a ingestão de água pelos animais são: peso do animal, qualidade da água, salinidade da água, temperatura da água e do ambiente, umidade relativa e do alimento, nível de ingestão do alimento, teores de proteína bruta, sódio, outros minerais e fibra do alimento, condição de saúde do animal, tipo e regulagem do bebedouro.

Mamede (1980), avaliando o consumo de água para suínos com 36 a 97 kg de peso, encontrou um consumo médio de 5,5 L/suíno/dia. Animais dessedentados ad libitum na fase de crescimento e terminação apresentaram consumo médio de 2 L (25 kg de Peso Vivo) a 6 L (110 kg Peso Vivo) (NAGAI; HACHIMURA; TAKAHASHI, 1994). Segundo Harper (2006), suínos em crescimento consomem de 2,0 a 5,0 L de água/dia, e em terminação, de 4,0 a 10,0 L de água/dia. No entanto, Vermeer, Kuijken e Spoolder (2009) observaram o consumo médio de 4,72 L/animal/dia na fase de crescimento e terminação.

Palhares, Miele e Lima (2009) avaliaram o impacto do tipo de formulação das dietas no consumo de água de suínos em crescimento e terminação (Tabela 2). O consumo de água de suínos nessa fase é altamente dependente da composição da dieta e variável ao longo do dia, apresentando picos ao início e ao final do período de alimentação. O pico de consumo ocorre duas horas após a alimentação matinal e uma hora após alimentação da tarde (OLSSON; ANDERSSON, 1985).

As aves apresentam uma grande sensibilidade às mudanças na temperatura ambiental, modificando seu comportamento a fim de permanecer em homeostasia (LARA; ROSTAGNO, 2013). Em um estudo recente, Mack et al. (2013) demonstraram que aves submetidas a condições de estresse térmico gastavam menos tempo se alimentando e mais tempo bebendo água, assim como mais tempo com as asas elevadas e menos tempo em movimento ou em pé. Além disso, o aumento no consumo de água devido ao aumento na temperatura ambiental pode resultar em diurese e, consequentemente, aumento na umidade da cama. Belay e Teeter (1993) demonstraram que frangos de corte, criados a uma temperatura ambiente de 32°C, apresentaram um aumento de 62% no fluxo urinário, quando comparados aos animais mantidos em temperatura termoneutra (24°C). A água utilizada na limpeza das instalações representa em média 3,5% do total da água utilizada em uma granja. Estima-se que o consumo de água para limpeza seja de 25 L por suíno terminado e de 600 L por porca/ano, mas a variação dessa quantidade é enorme. A prática da limpeza diária realizada por raspagem e varredura promove uma redução importante no volume de água nos dejetos.

A quantidade de água necessária para a lavagem e limpeza irá variar muito entre as unidades produtivas, dependendo de fatores como a estrutura e o sistema utilizado (MCKEON, 2008) – a quantidade utilizada para a lavagem e limpeza é de 2 m³/porca/ano (5,5 L/dia). O uso de água na criação de suínos irá depender dos seguintes fatores: dietas formuladas para menor teor mineral e de proteína bruta, obtidas com o emprego de aminoácidos industriais; manutenção do conforto térmico no interior das

Tabela 2. Médias e erros-padrão da variável consumo diário de água em função do tipo de dieta e da idade ao longo do período de crescimento e terminação.

Semana de alojamento	Dieta testemunha	Formulação com base em aminoácidos (menor teor de nitrogênio)	Formulação usando fitase (menor teor de fósforo)	Formulação usando minerais orgânicos (menor teor de alguns minerais)	Formulação usando as três tecnologias	Média geral
		Consumo dia	ário de água (L/s	animal/dia)		
1	3,40± 0,26	2,71± 0,26	2,96± 0,26	2,87± 0,26	2,74± 0,26	2,93± 0,12
2	3,92± 0,23	2,97± 0,23	3,46± 0,23	3,33± 0,23	2,79± 0,23	3,29± 0,10
3	3,29± 0,25	2,22± 0,25	2,64± 0,25	2,54± 0,25	2,05± 0,25	2,55± 0,11
4	5,96± 0,39	5,00± 0,39	4,85± 0,39	4,89± 0,39	3,79±0,39	4,90±0,17
5	4,81± 0,46	4,56± 0,46	4,36± 0,46	4,39± 0,46	3,62±0,46	4,35± 0,21
6	4,21± 0,32	3,98± 0,32	4,24± 0,32	4,45± 0,32	3,95± 0,32	4,17± 0,14
7	5,65± 0,70	4,65± 0,70	5,15± 0,70	4,95± 0,70	4,27± 0,70	4,94±0,31
8	4,71± 0,60	5,53± 0,60	4,72± 0,60	4,65± 0,60	4,04± 0,60	4,73±0,27
9	5,10± 0,52	5,22± 0,52	4,60± 0,52	4,59± 0,52	$3,93\pm0,52$	4,69±0,23
10	5,32± 0,55	5,19± 0,55	5,25± 0,55	4,62± 0,55	4,52± 0,55	4,98±0,24
11	5,46± 0,59	4,92± 0,59	5,02± 0,59	4,49± 0,59	4,63± 0,59	4,90±0,26
12	$6,02\pm0,78$	4,91± 0,78	5,44± 0,78	4,88± 0,78	4,47± 0,78	5,15± 0,35
13	5,64± 0,68	5,18± 0,68	5,47± 0,68	5,32± 0,68	4,51± 0,68	5,22±0,30
14	5,62± 0,75	4,59± 0,75	5,38± 0,75	5,02± 0,75	4,66± 0,75	5,05± 0,33
15	5,32± 0,63	4,76± 0,63	4,63±0,63	4,07± 0,63	4,48± 0,63	4,65±0,28
16	5,50± 0,78	4,60± 0,78	5,13± 0,78	$4,67\pm0,78$	4,95± 0,78	4,97± 0,35
17	5,25± 0,65	4,45± 0,65	4,98± 0,65	4,37± 0,65	4,55± 0,65	4,72±0,29
Média Geral	5,01± 0,38	4,44± 0,38	4,60± 0,38	4,36± 0,38	4,00± 0,38	

Fonte: Palhares, Gava e Lima (2009).

instalações; uso de bebedouros de qualidade e instalados de forma correta; utilização de pisos de fácil limpeza; monitoria e manutenção constante de todos os bebedouros e encanamentos para que os vazamentos sejam reparados de forma imediata.

O manejo de lavar galpões de 1 a 3 vezes e baias de 2 a 12 vezes por ano em criações suinícolas finlandesas resultou em grande variabilidade na quantidade de água consumida durante esse manejo (SORVALA et al., 2008). Parte dessas diferenças de emprego de água foi dependente do equipamento de lavagem, qualidade da mão de obra e quantidade de dejetos presente na baia.

O uso de sistemas para medição da quantidade de água consumida é fundamental para segurança hídrica da propriedade. Recomenda-se que a medição deva ser feita de forma compartimentalizada, ou seja, um sistema para cada galpão de criação, segmentado no interior do galpão, com hidrômetros que meçam a água consumida pelos animais e aquela consumida na limpeza. Registros e controles regulares são fundamentais para monitorar a utilização da água, portanto as leituras dos sistemas devem ser feitas com frequência mensal, recomendando-se frequências menores, principalmente, em épocas de estiagem e/ou ameaças sanitárias.

A medição do consumo de água possibilita o cumprimento da Portaria nº 636/2009 (Artigo 8º, letra g), que determina: promover um programa de controlo ambiental assegurando nomeadamente o registo dos consumos de água).

# 8. UTILIZAÇÃO DE CISTERNAS

A cisterna é uma tecnologia que tem por finalidade armazenar água, utilizada por várias civilizações há centenas de anos. A água armazenada pode ser de chuva, ou seja, aquela resultante de precipitações atmosféricas coletada em coberturas, telhados, onde não haja circulação de pessoas, veículos ou animais A água da cisterna pode ser utilizada para dessedentação dos suínos ou de outros animais presentes na propriedade. Nesse caso, a água deve estar de acordo com os padrões de qualidade.

Os componentes de um sistema de aproveitamento de água de chuva variam de acordo com o uso que se pretende fazer, da qualidade da água desejada, do espaço para as instalações e dos recursos financeiros disponíveis.

Se o objetivo da captação de água for apenas para limpeza das instalações, é possível ter um manejo simplificado, pois não se demanda água com qualidade. A água será somente um veículo de transporte para retirar as sujidades. Um manejo satisfatório é o simples descarte das águas das primeiras chuvas e o uso de um sistema simplificado de filtragem para retirada dos sólidos grosseiros.

A qualidade da água armazenada na cisterna será determinada pelas condições climáticas, tipo de telhado e sua manutenção, manejo e sistema de retirada de água da cisterna

Quando o objetivo for o uso da água para consumo animal, a rede de coleta, inclusive o telhado, e as estruturas devem ter manutenção cotidiana; o sistema de filtragem deve garantir o tratamento da água, com a retirada do material grosseiro e a degradação da matéria orgânica; a cisterna deve ser mantida limpa e sem entradas de qualquer material ou tipo de água que não seja a captada pelo telhado; análises da qualidade da água devem ser feitas com frequência mínima de seis meses; nas épocas de intenso uso da água para o consumo, as análises devem ser mensais; o tratamento da água a ser servida aos animais só é recomendado com base nos resultados da análise da qualidade. Para avaliar a qualidade da água armazenada, recomendam-se as seguintes análises: pH, temperatura, nitrato, amônia, sólidos totais dissolvidos, coliformes fecais e *Escherichia coli*.

Coldebella et al. (2010) monitoraram a qualidade microbiológica da água de uma cisterna de 500 m<sup>3</sup>. A coleta da água da chuva era feita em uma superfície de telhado de 621 m<sup>2</sup> e o sistema de filtragem era composto de três caixas. A primeira continha rocha tipo basalto, e as demais, pedra britada. A cisterna era do tipo enterrada, revestida com manta de polietileno e coberta com estrutura metálica e lona. O produtor realizava o descarte inicial da chuva. Nesse sistema, a água apresentou padrão aceitável para o consumo animal, exceto para presença de E. coli em quatro meses no ponto superficial e em dois meses no ponto de fundo, ao longo de dois anos. As prováveis causas do aumento significativo de coliformes foram relacionadas ao elevado volume de chuvas, o que exerceu sobrecarga no sistema de filtragem. Devido ao aumento significativo de coliformes e ao considerável acúmulo de impurezas nos três filtros, foi implementada a limpeza do sistema de filtragem, prática que não havia sido feita nos dois primeiros anos de uso da cisterna. Os autores verificaram que o manejo realizado pelo produtor apresentava algumas falhas, as quais contribuíram para a contaminação da água da cisterna, mas observou-se ao longo de todo o período que a qualidade microbiológica da água armazenada foi satisfatória, pois na maior parte do monitoramento manteve-se de acordo com os padrões.

# 9. PONTOS A SEREM OBSERVADOS VISANDO À REDUÇÃO DO DESPERDÍCIO DE ÁGUA

Para que a água não seja desperdiçada ou se constitua em fator limitante à produção de suínos, as seguintes recomendações devem ser seguidas:

- Na localização do sistema produtivo, devem ser considerados: os riscos que o local apresenta, a poluição e a contaminação da água;
- Antes da implantação da granja, a demanda de água para o plantel deve ser avaliada, dimensionando-se a capacidade das fontes e utilizando reservatórios com capacidade mínima para o consumo total de água por 72 horas;
- A mão de obra deve ser capacitada para manejar a água de forma correta:
- O sistema deve ser dividido em fonte de água, sistema de filtração/desinfecção, armazenamento e distribuição de água para a criação a fim de facilitar a detecção de problemas e o monitoramento da quantidade e qualidade da água;
- Quanto maiores as derivações no sistema de condução de água, maior o risco de contaminação e de desperdícios, bem como maior a necessidade de checagens da estrutura. Em contrapartida, as derivações facilitam os manejos produtivos e sanitários;
- Verificações diárias devem ser feitas para evitar a entrada de corpos estranhos e a ocorrência de vazamentos na rede:
- As canalizações devem ser mantidas em bom estado de conservação;
- As águas pluviais devem ser desviadas dos sistemas de armazenamento e tratamento de dejetos;
- A formulação das dietas afeta o consumo de água e a excreção de nutrientes pelos animais:
- Os bebedouros devem ser dimensionados, utilizados e regulados de acordo com as recomendações do fabricante e a categoria dos animais;
- Os equipamentos para lavagem devem ser escolhidos com base na economia de água, qualidade de limpeza e tempo dispendido.

### REFERÊNCIAS

- ANGEL, R. et al. Dietary modifications to reduce nitrogen consumption and excretion in broilers. *Poultry Science*, v. 85, p. 19, 2006. (Abstract).
- BELAY, T.; TEETER, R.G. Broiler water balance and thermobalance during thermoneutral and high ambient temperature exposure. *Poultry Science*, v. 72, n. 1, p. 116-124, 1993.
- BELLAVER, C. et al. Fornecimento de água dentro do comedouro e efeitos no desempenho, carcaça e efluentes da produção de suínos. Concordia, Santa Catarina: Embrapa Suínos e Aves, 1998. p. 1-3. (Comunicado Técnico. 231).
- BELLAVER, C.; GARCEZ, D.C.P. Comedouros para suínos em crescimento e terminação. Concordia, Santa Catarina: Embrapa Suínos e Aves, 2000. p. 1-7. (Comunicado Técnico, 248).
- BELLAVER, C.; KONZEN, E.A.; FREITAS, A.R. *Tipos de rações e comedouros para suínos*. Concordia, Santa Catarina: Embrapa Suínos e Aves, 1983. p. 1-3. (Comunicado Técnico, 50).
- BOLAN, N.S.; ADRIANO, D.C.; MAHIMAIRAJA, S. Distribution and bioavailability of trace elements in livestock and poultry manure by-products. *Critical Reviews in Environmental Science and Technology*, v. 34, n. 3, p. 291-338, 2004.
- BRASIL. Portaria nº 636, de 9 de junho de 2009. Artigo 8: Condições gerais de funcionamento; letra g. Normas Regulamentares da Detenção e Produção Pecuária da Espécie Suína.
- BRUMM, M. Understanding feeders and drinkers for grow-finish pigs. In: CONGRESO NACIONAL DE PRODUCCIÓN PORCINA, 10, 2010, Río Cuarto, Argentina. *Memorias...* Río Cuarto: Universidad Nacional de Río Cuarto, 2010. p. 27-37.
- CARTER, S.; LACHMANN, M.; BUNDY, J. Effects of dietary manipulation on ammonia emissions. In: NATIONAL CONFERENCE ON MITIGATING AIR EMISSIONS FROM ANIMAL FEEDING OPERATIONS, 2008, Ames. *Proceedings...* Ames: Iowa State University / College of Agriculture and Life Sciences, 2008. p. 120-124.

- CARTER, S.D.; KIM, H. Technologies to reduce environmental impact of animal wastes associated with feeding for maximum productivity. *Animal Frontiers*, v. 3, n. 3, p. 42-47, 2013.
- COLDEBELLA, L. et al. Qualidade microbiológica da água de uma cisterna utilizada na dessedentação de animais. In: CONGRESSO SUL BRASILEIRO DE PRODUÇÃO ANIMAL SUSTENTÁVEL, 1, 2010, Chapecó. *Anais...* Chapecó: UDESC, 2010.
- COSTA, E.R. et al. Desempenho de leitões alimentados com diversas formas físicas da ração. *Ciência Animal Brasileira*, v. 7, n. 3, p. 241-247, 2006.
- GADD, J. Mix at trough feeding, a quiet revolution. Pigs, v. 4, n. 1, p. 26-27, 1988.
- Dealing with a cash crisis. In: \_\_\_\_\_. *Pig production problems*: a guide to their solutions. Nottingham: Ed. Nottingham University Press, 2003. p. 211-228.
- GADZIRAYI, C.T. et al. A comparative economic analysis of mash and pelleted feed in broiler production under deep litter housing system. *International Journal of Poultry Science*, v. 5, n. 7, p. 629-631, 2006.
- GERBENS-LEENES, P.W.; MEKONNEN, M.M.; HOEKSTRA, A.Y. The water footprint of poultry, pork and beef: a comparative study in different countries and production systems. *Water Resources and Industry*, v. 1-2, p. 25-36, 2013.
- GIROTTO, A.F.; LIMA, G.J.M.M.; BELLAVER, C. Como amenizar a crise da suinocultura. *Revista Porkworld*, v. 2, n. 9, p. 20-23, 2002.
- GONYOU, H.W. The eating behavior of pigs and feeder design. In: ANNUAL CAROLINA SWINE NUTRITION CONFERENCE, 15, 1999, Raleigh. *Proceedings...* Raleigh: Carolina Feed Industry Association, 1999.
- GUPTA, G.; CHARLES, S. Trace elements in soils fertilized with poultry litter. *Poultry Science*, v. 78, n. 12, p. 1695-1698, 1999.
- HARPER, A. *Provision of water for swine*. Virginia: Virginia Cooperative Extension, 2006. Disponível em: <a href="http://www.sites.ext.vt.edu/newsletter-archive/livestock/aps-06\_07/aps-349.html">http://www.sites.ext.vt.edu/newsletter-archive/livestock/aps-06\_07/aps-349.html</a>. Acesso em: 20 jan. 2016.
- HECK, A. Fatores que influenciam o desenvolvimento dos leitões na recria e terminação. *Acta Scientiae Veterinariae*, v. 37 (Supl 1), p. 211-218, 2009.
- HERNANDEZ, F. et al. Effect of low-protein diets and single sex on production performance, plasma metabolites, digestibility, and nitrogen excretion in 1- to 48-day-old broilers. *Poultry Science*, v. 91, n. 3, p. 683-692, 2012.
- HOEKSTRA, A.Y.; MEKONNEN, M.M. The water footprint of humanity. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, v. 109, n. 9, p. 3232-3237, 2012.
- KERR, B.J. Dietary manipulation to reduce environmental impact. In: INTERNATIONAL SYMPOSIUM ON DIGESTIVE PHYSIOLOGY IN PIGS, 9, 2003, Banff, Alberta, Canada. *Proceedings...* Edmonton: University of Alberta / Dept. of Agricultural, Food and Nutritional Science, 2003. p. 139-158.
- KRABBE, E.L. Perspectivas quanto ao desenvolvimento de enzimas para uso na nutrição de aves. In: SEMINÁRIO INTERNACIONAL DE AVES E SUÍNOS, 2012, São Paulo. *Anais...* Florianópolis: Gessulli, 2012.
- KYRIAZAKIS, I. The voluntary food intake and diet selection of pigs. In: CALO, D.J.A.; WISEMAN, J.; VARLEY, M.A. *Principles of pig science*. Longhborough: Nottingham University Press, 1994. p. 85-106.
- LARA, L.J.; ROSTAGNO, M.H. Impact of heat stress on poultry production. *Animals*, v. 3, n. 2, p. 356-369, 2013.
- LEYMASTER, K.A.; MERSMANN, H.J. Effect of limited feed intake on growth of subcutaneous adipose tissue layers and carcass composition in swine. *Journal of Animal Science*, v. 69, n. 7, p. 2837-2843, 1991.
- MACK, L.A. et al. Genetic variation alter production and behavioral responses following heat stress in 2 strains of laying hens. *Poultry Science*, v. 92, n. 2, p. 285-294, 2013.
- MAMEDE, R. A. Consumo de água e relação água/ração para suínos em crescimento e terminação. 1980. 23f. Dissertação (Mestrado em Zootecnia) Escola de Veterinária da Universidade Federal de Minas Gerais, Belo Horizonte, 1980.
- MARCATO, S.M.; LIMA, G.J.M.M. Efeito da restrição alimentar como redutor do poder poluente dos dejetos de suínos. *Revista Brasileira de Zootecnia*, v. 34, n. 3, p. 855-863, 2005.
- MCKEON, M. Cut your slurry costs: new calculations show the difference in menure handling water economies reduce the volume for disposal. *Pig International*, v. 5, p. 22-24, 2008. NAGAI, M.; HACHIMURA, K.; TAKAHASHI, K. Water consumption in suckling pigs. *J. Vet. Med. Sci.*, v. 56, n. 1, p. 181-183, 1994.
- OLSSON, O.; ANDERSSON, T. Biometric considerations when designing a valve drinking system for growing-finishing pigs. *Acta Agric. Scan*, v. 35, n. 1, p. 55-66, 1985.

- PALHARES, J.C.P.; GAVA, D.; LIMA, G.J.M.M. Influência da estratégia nutricional sobre o consumo de água de suínos em crescimento e terminação. In: SIMPÓSIO INTERNACIONAL SOBRE GERENCIAMENTO DE RESÍDUOS DE ANIMAIS, 1, 2009, Florianópolis. *Anais...* Concórdia: Embrapa Suínos e Aves, 2009. v. 2. p. 251-256. Disponível em: <a href="http://sbera.org.br/sigera2009/downloads/obras/097.pdf">http://sbera.org.br/sigera2009/downloads/obras/097.pdf</a>. Acesso em: 20 jan. 2016.
- PALHARES, J.C.P.; MIELE, M.; LIMA, G.J.M.M. Impacto de estratégias nutricionais no custo de armazenagem, transporte e distribuição de chorumes de suínos. In: SIMPÓSIO INTERNACIONAL SOBRE GERENCIAMENTO DE RESÍDUOS DE ANIMAIS, 1, 2009, Florianópolis. *Anais...* Concórdia: Embrapa Suínos e Aves, 2009. v. 2. p. 35-40. Disponível em: <a href="http://sbera.org.br/sigera2009/downloads/obras/095.pdf">http://sbera.org.br/sigera2009/downloads/obras/095.pdf</a>>. Acesso em: 20 jan. 2016.
- ROCHA, L.O. Suínos na fase de creche alimentados com rações extrusadas com ou sem flavorizantes: desempenho e digestibilidade. 2009. 44f. Dissertação (Mestrado em Ciência Animal) Universidade Federal de Goiás, Goiânia, 2009.
- SAHRAEI, M. Feed restriction in broiler chickens production. *Biotechnology in Animal Husbandry*, v. 28, n. 2, p. 333-352, 2012.
- SCHELL, T.; VAN HEUGTEN, E.; HARPER A. Managing feed waste. *Pork Industry Handbook*, Perdue University, 2001. 4p.
- SELLE, P. H. & VELMURUGU, R. Phytate-degrading enzymes in pig nutrition. *Livestock Science*, v. 113, n. 2–3, p. 99–122. 2008.
- SERRANO, M.P. et al. Influence of feed form and source of soybean meal of the diet on growth performance of broilers from 1 to 42 days of age. 1. Floor pen study. *Poultry Science*, v. 91, n. 11, p. 2838-2844, 2012.
- SORVALA, S. et al. Water sources and quality at livestock farms in Finland. *Journal of Food. Agriculture & Environment*, v. 6, n. 2, p. 411-417, 2008.
- VERMEER, H.M.; KUIJKEN, N.; SPOOLDER, H.A.M. Motivation for additional water use of growing-finishing pigs. *Livestock Science*, v. 124, n. 1-3, p. 112-118, 2009. Disponível em: <a href="http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S1871141309000250">http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S1871141309000250</a>>. Acesso em: 20 jan. 2016.
- WOYENGO, T. A. & NYACHOTI, C. M. Review: Supplementation of phytase and carbohydrases to diets for poultry. *Canadian Journal of Animal Science*, v. 91, n. 2, p. 177-192. 2011.

CAPÍTULO 10

# Manejo nutricional em piscicultura

Lícia Maria Lundstedt\*, Ana Paula Oeda Rodrigues, Giovanni Vitti Moro

Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária, Embrapa Pesca e Aquicultura \*licia.lundstedt@embrapa.br

#### 1. PANORAMA GERAL DA AQUICULTURA

A produção global de pescado<sup>1</sup> tem crescido substancialmente nas últimas décadas, com uma taxa média anual de 3,2%, ultrapassando o crescimento da população mundial, que é de 1,6%. Considerando a estabilidade dos índices de captura pela pesca extrativista, a aquicultura se mantém como um dos setores de produção de alimentos de maior crescimento. Adicionalmente, o consumo mundial aparente de pescado aumentou de uma média per capita de 9,9 kg em 1960 para 19,2 kg em 2012. Esse impressionante desenvolvimento tem sido impulsionado pelo crescimento populacional, combinado com o aumento da renda e da urbanização, e facilitado pela forte expansão da produção de peixes e de canais de distribuição mais eficientes (FAO, 2014). Além disso, a preferência por pescado sobre outras fontes proteicas de origem animal, seja por razões pessoais, culturais ou de saúde, também contribui para o crescimento do setor (WEBSTER; LIM, 2002). De forma complementar, é importante enfatizar que a aquicultura é importante não só para a produção de organismos a serem consumidos como alimento, mas também para a produção de organismos que poderão ser destinados a reestabelecer, suplementar ou aumentar populações de corpos de água naturais (KELLY; KOHLER, 2006), principalmente aquelas afetadas por crescentes alterações antrópicas, tais como sobrepesca, poluição ambiental, desbaste de matas ciliares e construção de barragens.

Nesse contexto, o Brasil se destaca pelo grande potencial para a expansão da aquicultura, abundância de recursos hídricos, diversidade de espécies aquícolas e clima favorável. Esse potencial está relacionado à sua extensão costeira de mais de 8 mil km, à sua zona econômica exclusiva (ZEE) de 3,5 milhões de km² e à sua dimensão territorial, que

<sup>&</sup>lt;sup>1</sup>O termo "pescado" pode indicar, de forma generalizada, peixes, crustáceos, moluscos e outros invertebrados aquáticos, mas excluem mamíferos e plantas aquáticas.

dispõe aproximadamente de 13% da água doce renovável do planeta (ROCHA et al., 2013). Atualmente, o Brasil é o segundo maior produtor aquícola no continente sul-americano, liderado pelo Chile. O principal crescimento está ocorrendo na piscicultura de água doce, que domina a produção aquícola nacional, com a maricultura representando apenas 15% do total. A perspectiva é que a produção cresça em torno de 52% acima da média nos próximos 10 anos, impulsionada pelo aumento da demanda interna e pelas políticas nacionais que apoiam o crescimento sustentável do setor. Os principais desafios para a expansão estão ligados às questões ambientais e impactos potenciais da aquicultura na biodiversidade e serviços ecossistêmicos (FAO, 2015; OECD/FAO, 2015).

Ainda segundo dados da Organização para a Cooperação e Desenvolvimento Econômico (OECD) e da Organização das Nações Unidas para Alimentação e Agricultura (FAO), durante a última década, o consumo interno nacional de peixe e de produtos da pesca tem aumentado continuamente graças à crescente produção de pescado e às importações. O consumo *per capita* de pescado no Brasil cresceu de 6,0 kg em 2005 para 9,9 kg em 2014. Apesar de variações regionais signigicativas, esse crescimento também é resultado de campanhas maciças no país para promover o consumo de peixe – o Estado do Amazonas é o maior consumidor. Adicionalmente, é esperada uma expansão do consumo de peixe durante a próxima década, chegando a 12,7 kg *per capita* em 2024, o que representa um crescimento de 30% em relação a média de 2012-2014 (OECD/FAO, 2015).

A FAO estima que, em todo o mundo, cerca de 600 espécies de pescado e de algas sejam exploradas na aquicultura, das quais cerca de 330 sejam peixes, e 60, crustáceos (FAO, 2012), produzidas nos mais diversos sistemas e intensidades de produção e, consequentemente, regimes de alimentação. Segundo Tacon, Hasan e Metian (2011), estima-se que 31,5 milhões toneladas de peixes e de crustáceos produzidos em 2008 (representando 46,1% da produção aquícola mundial no mesmo ano) tenham dependido do fornecimento de insumos nutricionais externos. Dentre eles, cerca de 14 milhões de toneladas receberam alimentos frescos produzidos nos próprios empreendimentos, e 17,5 milhões de toneladas, alimentos fabricados comercialmente.

Na piscicultura, a nutrição e a alimentação destacam-se como importantes processos ao longo do ciclo produtivo, pois são determinantes para a produtividade e lucratividade dos sistemas, manutenção da saúde dos peixes e qualidade nutricional do produto final a ser disponibilizado ao consumidor. Adicionalmente, a nutrição e a alimentação de peixes, em seu ambiente aquático, tomam dimensões além daquelas consideradas para os animais terrestres, apresentando impactos diretos sobre a qualidade da água do ambiente. Dessa forma, o conhecimento sobre nutrição e estratégias de alimentação torna-se essencial para o planejamento e sucesso da piscicultura.

A piscicultura é uma atividade que envolve não só riscos financeiros como também ambientais, se não explorada de forma adequada. Por essa razão, práticas ambientalmente responsáveis se tornaram importantes tanto para o produtor como para o consumidor (FREWER et al., 2005). Dessa forma, os nutricionistas têm sido desafiados a formular dietas que não só atendam às exigências nutricionais para a máxima produtividade das diferentes espécies de peixes, mas que também minimizem o custo de produção, limitem os impactos ambientais e ainda aumentem a qualidade do produto (TRUSHENSKI; KASPER; KOHLER, 2006).

Este capítulo destaca a nutrição e a alimentação de peixes como parte do manejo ambiental de sistemas aquícolas. Aborda particularidades da piscicultura, desde aspectos fisiológicos dos peixes até os principais sistemas de cultivo adotados no Brasil, destacando a nutrição como ferramenta de manejo ambiental, capaz de aliar o aumento da produtividade à sustentabilidade da atividade.

#### 2. PARTICULARIDADES DA PISCICULTURA

A nutrição e a alimentação de peixes reservam particularidades importantes que impactam na produtividade e na sustentabilidade ambiental dos sistemas de produção. Ao contrário do que ocorre para bovinos, suínos e frangos de corte, existe uma grande diversidade de espécies de peixes, cada qual com sua peculiaridade morfofisiológica e comportamental, não permitindo generalizações (PEZZATO et al., 2004). Tais peculiaridades tornam os estudos em nutrição e alimentação de peixes um grande desafio, pois devem ser consideradas as especificidades nutricionais e fisiológicas de cada espécie e suas variantes, como fases de desenvolvimento, gênero e estádio de maturação sexual, sistemas e regimes de produção, temperatura da água, entre outras (PEZZATO et al., 2004; FRACALOSSI et al., 2012). Por essa razão, o conhecimento em nutrição de peixes ainda é bastante escasso e pouco preciso, quando comparado com os animais terrestres mais produzidos, para os quais já se atingiu um alto grau de controle na formulação de rações balanceadas. Essa falta de conhecimento se reflete na existência de rações generalistas no mercado nacional, agrupadas, principalmente, em função do hábito alimentar, carnívoro e onívoro (CYRINO et al., 2010).

Quanto ao metabolismo, os peixes apresentam menor exigência energética em relação aos animais terrestres e, consequentemente, maior eficiência de utilização do alimento, em especial da proteína (Tabela 1 e Figura 1). Por serem animais heterotérmicos, cuja temperatura do corpo varia em função da temperatura ambiente, os peixes não precisam destinar parte da energia consumida, na forma de alimento, para manutenção da temperatura corporal. Além disso, economizam energia para manter sua posição no meio em que vivem, devido à diferença entre a densidade corporal e a da água, pela forma de locomoção (mais fácil na água) e pelo tipo de excreção nitrogenada (excretam amônia passivamente pelas brânquias, sem necessidade de convertê-la em ureia e ácido úrico) (LOVELL, 1998). Por causa das características físicas e metabólicas mencionadas, a exigência nutricional em proteínas, como uma porcentagem da dieta, é, geralmente, maior para peixes, quando comparada àquela dos animais terrestres comumente produzidos.

Tabela 1. Comparação entre o bagre-do-canal, frango de corte e bovino de corte quanto à eficiência de utilização da proteína e energia da dieta.

Animal	Con	nposição da o	dieta	Eficiência nutricional			
	Proteína (%)	Energia* (kcal/g)	Energia*/ proteína (kcal/g)	Ganho peso/ ração consumida	Ganho proteico/ energia* consumida (g/Mkcal)		
Bagre-do-canal	32	2,7	8,5	0,75	47		
Frango de corte	18	2,8	16,0	0,48	23		
Gado de corte	11	2,6	24,0	0,13	6		

\*Energia metabolizável. Fonte: Lovell (1991).

Outra peculiaridade dos peixes reside na interação entre o manejo alimentar e o ambiente de produção. No meio aquático, a avaliação do consumo alimentar é mais complexa, exigindo percepção e experiência do alimentador, bem como o uso de rações flutuantes (RODRIGUES; BERGAMIN; SANTOS, 2013). Em adição, se o alimento não for consumido imediatamente ou se apresentar baixa digestibilidade e integridade física, haverá perda dos seus nutrientes por lixiviação na água, acarretando prejuízo econômico, produtivo e

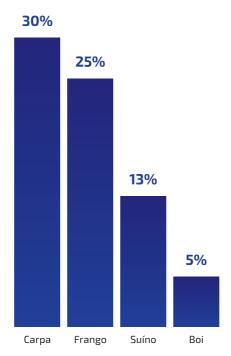


Figura 1. Porcentagem da dieta convertida em proteína animal para a carpa, frango de corte, suíno e gado de corte. Fonte: Walsh (2011).

ambiental. Ainda, dependendo do hábito alimentar, alguns peixes são capazes de utilizar o alimento natural disponível na água (plâncton e organismos bentônicos, principalmente), o que permite otimizar a eficiência nutricional dos sistemas de produção e reduzir o consumo de ração e aporte de resíduos para o ambiente (LOVELL, 1998).

#### 3. PRINCIPAIS SISTEMAS DE PRODUÇÃO AQUÍCOLA NO BRASIL

A piscicultura de água doce constitui a principal forma de produção aquícola na atualidade. Nela, os peixes são criados em lagos, lagoas, canais, gaiolas ou tanques-rede e tanques, e recebem uma vasta gama de insumos, sob diferentes patamares de tecnologia e de manejo (TROELL et al., 2014a). A aquicultura considera os usos múltiplos (alternativos e competitivos) dos recursos terra, água, "sementes" (alevinos, pós-larvas, girinos e outros), insumos e alimentos. O uso, bem como o acesso e a apropriação qualitativa e quantitativa desses recursos, determina a natureza e a escala das interações com o ambiente e a consequente sustentabilidade dos empreendimentos (DIAS, 1999).

Diversos sistemas de produção são empregados na piscicultura, variando quanto à qualidade e quantidade de nutrientes utilizados, unidades produtivas, utilização da água, manejo despendido e quantidade de espécies produzidas (LIMA, 2013). Na Tabela 2, encontram-se resumidos os principais sistemas de produção aquícolas. No Brasil, a piscicultura é praticada, predominantemente, na forma de monoculturas semi-intensivas em viveiros escavados. No entanto, com o crescimento da atividade, os produtores vêm agregando tecnologias de produção (classificadores, aeradores, alimentadores automáticos etc.) e, consequentemente, intensificando os sistemas de produção. De forma geral, quanto mais intensivo um sistema, maior a dependência pelo uso de rações e renovação de água,

Tabela 2. Principais sistemas de produção aquícolas quanto ao uso da água, intensificação e uso de espécies.

Sistema de produção	Características
	Quanto ao uso da água
Estático	<ul> <li>Baixa ou nula renovação de água (realizada apenas para repor perdas por evaporação e infiltração);</li> <li>Baixa produtividade.</li> </ul>
Com renovação de água	<ul> <li>Renovação de água contínua ou periódica;</li> <li>Alta produtividade;</li> <li>Produção de efluentes.</li> </ul>
Com recirculação de água	<ul> <li>Água é tratada em um sistema de filtragem e retorna ao sistema;</li> <li>Produtividade moderada;</li> <li>Alto custo de investimento e produção.</li> </ul>
	Quanto ao patamar tecnológico
Extensivo	<ul> <li>Baixa intervenção do homem;</li> <li>Uso do alimento natural disponível da estrutura produtiva;</li> <li>Uso de ração eventual ou nulo;</li> <li>Baixo custo de produção e produtividade.</li> </ul>
Semi-intensivo	<ul> <li>Uso do alimento natural disponível da estrutura produtiva;</li> <li>Uso de ração como complemento ao alimento natural;</li> <li>Regime de produção predominante no Brasil;</li> <li>Custo de produção e produtividade moderadas.</li> </ul>
Intensivo	<ul> <li>Dependência de rações (alimento principal);</li> <li>Altas densidades de estocagem;</li> <li>Alto custo e risco de produção;</li> <li>Alta produtividade.</li> </ul>
	Quanto à diversidade de produtos
Consorciado	<ul> <li>Produção de um ou mais organismo aquático em associação com organismos terrestres animais ou vegetais;</li> <li>Aproveitamento de subprodutos entre os cultivos;</li> <li>Baixa produtividade e problemas de aceitação pelo mercado consumidor.</li> </ul>
Policultivo	<ul> <li>Produção de duas ou mais espécies de organismos aquáticos no mesmo viveiro;</li> <li>Aproveitamento dos nichos tróficos e diversificação da produção;</li> <li>Menor risco de problemas sanitários;</li> <li>Manejo mais complexo, com menor volume de produção por produto.</li> </ul>
Monocultivo	<ul> <li>Produção de uma espécie de organismo aquático;</li> <li>Sistema mais utilizado no Brasil;</li> <li>Facilidade de produção e maior volume de produção.</li> </ul>

Fonte: Lima (2013).

e maior o potencial de impacto ambiental da atividade (Figura 2). Nesse sentido, várias alternativas, como lagoas de estabilização, wetlands (tratamento de efluentes com macrófitas enraizadas), policultivos e sistemas de recirculação de água, podem ser utilizadas para reduzir o impacto ambiental da piscicultura (nitrogênio e fósforo, principalmente) (MORO et al., 2013). No entanto, a simples adoção de boas práticas de manejo (BPMs) da qualidade da água e da alimentação minimiza significativamente o potencial poluente da piscicultura (CYRINO et al., 2010; MORO et al., 2013). Dentre elas, destacam-se:

Monitoramento dos parâmetros de qualidade de água nas condições, frequência e horários ideais para cada medida;

- Manutenção adequada da produtividade primária dos viveiros a fim de melhorar
  a eficiência produtiva do sistema (quando são produzidas espécies de peixe com
  habilidade de aproveitar o alimento natural);
- Manutenção de 20 a 25% do volume final de água nos viveiros por dois a três dias após a despesca para permitir a sedimentação dos sólidos;
- Uso de rações adequadas em termos de integridade física, granulometria, densidade nutricional e digestibilidade;
- Utilização de rações espécie-específicas, quando disponíveis;
- Fornecimento da ração aos peixes na quantidade e na frequência adequadas a fim de evitar sobras:
- Uso de tabelas de alimentação que permitam o ajuste do tipo de ração (densidade nutricional e granulometria) e sua quantidade e frequência de fornecimento, de acordo com a fase de desenvolvimento da espécie em questão.

A adoção de práticas como as exemplificadas permite não apenas reduzir o impacto ambiental da atividade como também otimizar o potencial produtivo do sistema, favorecendo o crescimento dos peixes e reduzindo o surgimento de doenças.

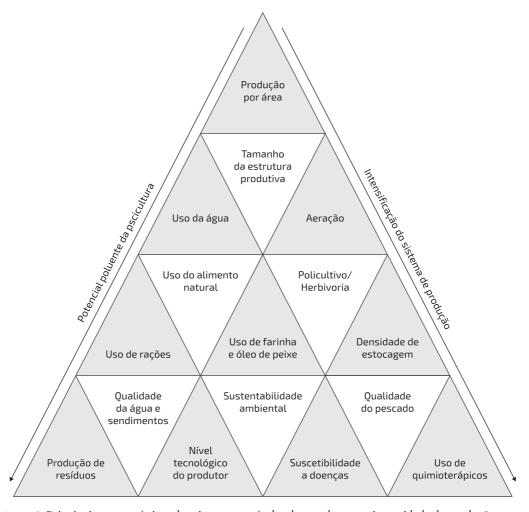


Figura 2. Principais características dos sistemas aquícolas de acordo com a intensidade de produção, com ênfase na sustentabilidade ambiental. Fonte: Tacon e Forster (2003).

#### 4. AQUICULTURA EM ÁGUAS DA UNIÃO

No Brasil, a utilização dos reservatórios para usos múltiplos, dentre eles a aquicultura, foi estabelecida em 1997 pela Política Nacional de Recursos Hídricos, por meio da Lei nº 9.433. Esse quadro legal foi complementado pelo Decreto nº 4.895 de 2003 e pela Instrução Normativa Interministerial nº 6 de 2004, que regulam o uso de águas federais brasileiras e espaços públicos para a prática da aquicultura. Adicionalmente, a Instrução Normativa Interministerial nº 7 de 2005 regulamentou que até 1% da área da superfície das águas federais está disponível para fins de aquicultura, desde que seja respeitada a capacidade de suporte do reservatório. A partir desse marco legal, o Governo Federal passou a incentivar o desenvolvimento da aquicultura em reservatórios de águas da União, fomentando a realização de estudos técnicos para a implantação de empreendimentos aquícolas nos principais reservatórios brasileiros, como um meio de aumentar a produção de alimentos e promover o desenvolvimento social (BUENO et al., 2015).

A emissão da outorga de uso da água para projetos aquícolas no Brasil é realizada pela Agência Nacional de Águas (ANA), órgão que define o valor máximo permissível de produção de pescado em determinado reservatório, por meio do modelo hidrodinâmico proposto por Dillon e Rigler (1974), que determina a capacidade de suporte² do ambiente aquático (ANA, 2009). Porém as análises de outorga não consideram os fatores zootécnicos específicos para cada espécie, condição de cultivo e região do país, podendo estar sub ou superestimando a situação real dos efluentes originários da produção de peixes em tanques-rede (BUENO, 2015).

Com a crescente utilização de lagos e reservatórios para a prática aquícola, tornam-se necessários o desenvolvimento e a utilização de ferramentas mais eficientes para monitoramento. Estas devem direcionar o manejo adequado da atividade, com o intuito de minimizar possíveis impactos, que poderiam comprometer a integridade dos recursos hídricos, onde os empreendimentos aquícolas forem implantados. Essas ferramentas devem considerar, além da hidrodinâmica local, o uso múltiplo dos reservatórios, características ambientais locais e regionais de forma integrada, parâmetros físico-químicos da água e índices zootécnicos da espécie cultivada.

De forma complementar, o modelo bioenergético nutricional Fish-PrFEQ® (CHO; BUREAU, 1998) é uma ferramenta de modelagem matemática que permite considerar diferentes fatores, como peso corporal, índices de crescimento, sexo, estado fisiológico, meio ambiente e composição da alimentação fornecida, possibilitando o ajuste do manejo nutricional e a simulação de resíduos excretados pelos peixes (NRC, 2011). Conforme proposto por Bueno (2015), a integração de ambos os modelos matemáticos – hidrodinâmico e bioenergético – permite uma aplicação prática para estimar a capacidade suporte e a predição de resíduos do cultivo de peixes em lagos e reservatórios, bem como para demonstrar uma abordagem que auxilia no desenvolvimento sustentável da aquicultura no Brasil.

Adicionalmente, o rápido crescimento da aquicultura em águas públicas tem alimentado as preocupações sobre os impactos ecológicos e sociais, tanto da aquicultura continental como em áreas costeiras. Essas áreas estão repletas de conflitos entre os usuários, nas quais o "novo" empreendedor compete por espaço e por recursos com os usuários tradicionais da terra, água e da costa (BYRON; COSTA-PIERCE, 2013). Esse conflito levou Inglis, Hayden e Ross et al. (2002) e McKindsey et al. (2006) a definir quatro tipos diferentes de capacidades

<sup>&</sup>lt;sup>2</sup>Kaiser e Beadman (2002) definem "capacidade de suporte" como o potencial máximo de produção de uma espécie ou população em relação aos recursos disponíveis. A avaliação da capacidade de suporte é uma das ferramentas mais importantes para a avaliação técnica da sustentabilidade ambiental da aquicultura e pode ser aplicado a um ecossistema, bacias hidrográficas e até mesmo em escalas globais (BYRON; COSTA-PIERCE, 2013).

de suporte: física, produtiva, ecológica e social. No entanto, os autores descobriram que, com poucas exceções, o trabalho de capacidade suporte tem se concentrado em determinações da capacidade de suporte de produção, que é o rendimento máximo sustentável de organismos cultivados que pode ser produzido dentro de uma determinada área.

#### 5. UTILIZAÇÃO DE RECURSOS HÍDRICOS PELA AQUICULTURA

Além do conceito de capacidade suporte, o consumo de água e os seus subsequentes impactos devido à produção de alimentos para aquicultura devem ser considerados. A pegada hídrica é um indicador da medida de apropriação de água doce em volumes consumidos e/ou poluídos pela humanidade. É composta por três cores: verde (consumo de água da chuva), azul (consumo de água superficial e subterrânea) e cinza (água para assimilar poluentes) (HOEKSTRA et al., 2011).

A produção mundial de peixes e de crustáceos, baseada em rações comerciais, foi de 17,5 milhões de toneladas em 2008, ano em que foram produzidas 29,7 milhões de toneladas de ração para aquicultura (TACON; HASAN; METIAN, 2011). Com base nesses dados, Pahlow et al. (2015) calcularam a pegada hídrica por tonelada de pescado produzido, relacionando-a à produção comercial de rações, para as principais espécies cultivadas no mundo. Considerando o volume total de produção, os autores verificaram que, globalmente, as cinco principais espécies produzidas e maiores contribuintes para a pegada hídrica total de rações comerciais foram a tilápia do Nilo (Oreochromis niloticus), carpa capim (Ctenopharyngodon idella), camarão marinho (Litopenaeus vannamei), carpa comum (Cyprinus carpio) e salmão do Atlântico (Salmo salar), que juntos responderam para uma pegada hídrica de 18,2 dos 31-35 km³ estimados para 2008. Essa análise foi realizada com a utilização de dietas experimentais, avaliando o efeito da substituição de ingredientes de origem marinha por ingredientes alternativos. Adicionalmente, foi mostrado que a substituição de farinha de peixe e óleo de peixe (dieta padrão) por ingredientes de origem terrestre em proporções variadas pode, potencialmente, aumentar a pressão sobre os recursos hídricos de água doce (TACON; HASAN; METIAN, 2011; PAHLOW et al., 2015). Esses resultados evidenciam que esforcos devem se concentrar em melhorias nas formulações para o desenvolvimento de ração com maiores índices de digestibilidade que potencializem a produtividade e a saúde das espécies, e, ao mesmo tempo, busquem reduzir ao mínimo o impacto ambiental e ecossistêmico dos alimentos (PAHLOW et al., 2015). Além disso, é importante salientar que a pegada hídrica da aquicultura é geralmente menor do que a maioria dos animais terrestres e, assim, constitui um resultado mais favorável do ponto de vista de água doce (TROELL et al., 2014a).

Brown (2001) afirma que menos de 2 kg de concentrado de grãos são necessários para se produzir 1 kg de peixe vivo, considerando espécies herbívoras e onívoras; aves precisam de um pouco menos de 2 kg; suínos, de 4 kg; bovinos em confinamento, de aproximadamente 7 kg de concentrado de grãos para produzir 1 kg de carne. Por meio dessa comparação, os peixes e os crustáceos são os animais destinados à produção mais eficiente em termos de utilização de água associada à alimentação.

O consumo de grãos, utilizados na composição dos alimentos, equivale ao consumo de água associada à sua produção. De acordo com Brown (1999), aproximadamente 1.000 litros de água são necessários para produzir 1 kg de grãos. Dessa forma, animais alimentados com dietas formuladas consomem indiretamente grandes quantidades de água, o que torna a produção animal, incluindo a aquicultura, uma grande consumidora de água. No futuro, a água passará a ser uma restrição mais séria do que terra ou espaço, tornado-se a maior limitante para a ampliação da produção animal. (VERDEGEM; BOSMA; VERRETH, 2006).

Na criação de animais terrestres, a utilização da água, incluindo água de beber e excluindo aquela para resfriamento e limpeza de galpões, é estimada em apenas 1% do volume de água associada ao alimento. Na aquicultura esse volume é mais alto, atingindo 45 m³/kg produzidos em viveiros. A maior parte desse volume de água é devido à perdas por evaporação de superfície e à infiltração (YOO; BOYD, 1994).

A maioria das espécies produzidas na aquicultura continental é onívora, não necessitando de altas proporções de farinha de peixe na dieta, além de digerir bem ingredientes vegetais. Portanto grãos e produtos à base de grãos são os principais ingredientes em sua dieta. Assumindo uma conversão alimentar de 2,2 para uma dieta contendo 30% de proteína, e pelo menos 85% de ingredientes de origem vegetal, o consumo de água relacionado à ração é de aproximadamente 2,2 m³/kg de peixe produzido (VERDEGEM; BOSMA; VERRETH, 2006). Dessa forma, os autores sugerem que somente a intensificação da aquicultura, com a utilização de alimentos mais eficientes em termos de utilização de água e desempenho nutricional, poderá reduzir a utilização de água por quilograma de produto produzido; e ainda que somente tais sistemas intensivos de produção aquícola seriam igualmente eficientes em termos de utilização de água, quando comparados com os sistemas de produção de animais terrestres.

#### 6. NUTRIÇÃO COMO PARTE DO MANEJO AMBIENTAL

De acordo com os dados da FAO, cerca de dois terços dos sistemas de produção aquícola utilizaram algum tipo de insumo nutricional em 2012 (FAO, 2012), ano em que foram produzidas 34,4 milhões de toneladas de ração (ALLTECH, 2013). Embora essa quantidade de rações ainda seja pequena, quando comparada com a produzida para aves (439 milhões de toneladas), ruminantes (196 milhões de toneladas) e suínos (256 milhões de toneladas), o aumento de 20% nos últimos dois anos na produção de rações para aquicultura (41 milhões de toneladas) (ALLTECH, 2015) denota que é uma indústria com forte tendência de crescimento.

Os gastos com alimentação giram em torno de 60 a 80% dos custos operacionais totais de uma piscicultura intensiva, mas neles também estão as principais oportunidades de melhoria. Portanto a eficiência do uso de alimentos e do fornecimento de insumos na aquicultura está entre os fatores mais importantes que determinam a rentabilidade econômica e os impactos ambientais, além de ser um dos grandes desafios para os nutricionistas de peixes (NAYLOR et al., 2000; 2009; BOISSY et al., 2011).

De forma geral, os ingredientes utilizados na composição das rações para aquicultura são os mesmos utilizados para compor as rações de outros animais. Os ingredientes, em sua maioria, são produtos, co ou subprodutos da pesca extrativista, de abatedouros animais ou da agricultura, refinados e processados (BOYD, 2015). A escolha de um ingrediente deve se basear não só em sua densidade nutricional, digestibilidade e custo, mas também sobre outros critérios, como sustentabilidade, impacto ambiental da produção, e em sua relação "fish-in - fish-out", que é uma unidade métrica usada para evidenciar quantas unidades de peixes selvagens são necessárias para produzir uma unidade de peixes de cativeiro (NAYLOR et al., 2009; JACKSON, 2010; KAUSHIK; TROELL, 2010; TACON; HASAN; METIAN, 2011).

A farinha de peixe e o óleo de peixe, principalmente derivados da pesca extrativista, constituem os dois principais ingredientes e as principais fontes aquáticas de proteína e lipídios disponíveis no mercado de ração animal (TACON; HASAN; METIAN, 2011). A farinha de peixe é a principal fonte de proteína utilizada na alimentação de organismos aquáticos, podendo perfazer até 50% do total de uma ração (NEW; WIJKSTRÖM, 2002). É utilizada em nutrição animal devido à sua alta concentração proteica e excelente perfil

de aminoácidos, cálcio, fósforo e outros minerais (BOYD, 2015), alta digestibilidade e por normalmente não possuir fatores antinutricionais (GATLIN III et al., 2007).

Embora a maior parte do óleo de peixe seja utilizada na indústria aquícola (75%), cada vez mais vem sendo direcionado para o consumo humano direto, principalmente para substituir o óleo mineral ou para o tratamento de doenças como diabetes e hipertensão (FAO, 2014; TOCHER, 2015). Adicionalmente, a estagnação dos índices de pesca extrativista, somada ao crescimento do consumo mundial de pescado e ao crescimento da indústria de rações para suportar o aumento da demanda da aquicultura, conduz à busca por fontes alternativas proteicas e energéticas que não limitem o crescimento do setor. Segundo Troell et al. (2014b), quanto mais diversificada uma mistura de produtos dentro de um determinado setor de alimentos (grãos, óleos vegetais, carne, peixe), mais estáveis serão os índices de precos tamponando as flutuações de precos de commodities do setor. Dessa forma, a substituição da farinha de peixe por fontes de proteínas vegetais, sustentáveis e ambientalmente amigáveis, é uma forte tendência em nutrição na aquicultura que tem sido adotada para diferentes espécies (KAUSHIK et al., 2004; PRATOOMYOT et al., 2010; JOHNSEN; HAGEN; BENDIKSEN, 2011; CABRAL et al., 2013; VALENTE et al., 2016). Além disso, é uma forma de reduzir os custos da ração, visto que a proteína é o nutriente de maior custo em dietas.

Outra estratégia de maximização da utilização de proteínas em dietas para aquicultura é por meio do balanceamento adequado entre proteínas e componentes energéticos não proteicos, isto é, lipídios e carboidratos. Embora nenhuma exigência em carboidratos tenha sido demonstrada em peixes, sua ausência na dieta leva ao catabolismo de proteínas, nutrientes de maior custo em uma formulação, e de lipídios para a síntese de energia (NRC, 2011). Dessa forma, a inclusão adequada de carboidratos na dieta pode reduzir os custos de produção, devido à sua alta disponibilidade e, consequentemente, menor valor de mercado, e conduzir ao "efeito poupador de proteína", que previne ainda a emissão de compostos nitrogenados na água (WILSON, 1994; STONE, 2003; WU et al., 2007; NRC, 2011;). Nesse contexto, a aquicultura nacional é privilegiada, pois peixes tropicais de água doce apresentam capacidade de utilização de carboidratos muito superior, quando comparada àquela de peixes marinhos de águas frias ou subtropicais (WILSON, 1994; NRC, 2011).

Adicionalmente, existe ainda uma tendência mundial em reduzir o uso de ingredientes de origem animal para alimentar outros animais, principalmente devido ao risco do surgimento de enfermidades que possam acometer a saúde dos seres humanos. Na aquicultura, isso também é verdade, havendo uma tendência em utilizar cada vez mais rações baseadas apenas em ingredientes vegetais (ALLSOPP; JOHNSTON; SANTILLO, 2008; RUST et al., 2011). Entretanto, para as espécies carnívoras, principalmente para marinhas de águas frias, o uso da farinha de peixe e óleo de peixe ainda continua alto (ALLSOPP; JOHNSTON; SANTILLO, 2008).

Embora óleos vegetais também sejam utilizados em rações para peixes, eles resultam em menor proporção entre os ácidos graxos ômega 3 e ômega-6 depositados na carcaça, quando comparada àquela encontrada em peixes marinhos selvagens (BELL et al., 2001; ALASALVAR et al., 2002;). No entanto, há controvérsia nessa questão, por considerar que o perfil de ácidos graxos pode ser controlado pelo fabricante de rações (HARDY, 2003).

Fontes proteicas vegetais comumente apresentam menor digestibilidade, são deficientes em metionina e em lisina, e podem apresentar fatores antinutricionais: (i) fatores que afetam o uso e digestão da proteína, por exemplo, inibidores de protease, taninos e lecitina; (ii) fatores que afetam o uso de minerais, por exemplo, fitatos (ácido fítico), gossipol, oxalatos e glucosinolatos; (iii) antivitaminas; (iv) outros, como toxinas microbianas (micotoxinas), alcaloides, saponinas, nitrato e fitoestrógenos. Esses fatores também podem ser classificados

de acordo com sua resistência a processos térmicos. O grupo termolábil inclui inibidores de protease, fitatos, lecitina, tirotoxinas e antivitaminas; os fatores termoestáveis são representados pelas saponinas, polissacarídeos não amiláceos, proteínas antigênicas e compostos fenólicos (FRANCIS et al., 2001; CYRINO et al., 2010). Assim sendo, faz-se necessária uma busca constante por avanços em tecnologia de alimentos e de processamento eficazes para neutralização dos efeitos negativos de tais fatores antinutricionais, dentre eles métodos de extração e tratamento térmico, incorporação de enzimas e utilização de plantas geneticamente modificadas (TRUSHENSKI; KASPER; KOHLER, 2006).

Da mesma forma que o balanceamento nutricional, melhorias no processamento que aperfeiçoassem o controle de densidade das rações extrusadas e no revestimento de partículas que minimizassem as perdas por lixiviação dos nutrientes e aditivos, aliadas ao manejo nutricional adequado espécie-específicos, podem contribuir substancialmente para minimizar perdas nutricionais e comprometimento do ambiente aquático.

O uso de ingredientes vegetais em excesso pode também ocasionar um aumento na quantidade de fósforo excretado no ambiente. Isso porque, em plantas, o fósforo encontra-se, principalmente, na forma orgânica, denominada ácido fítico, composto por uma molécula de seis carbonos (inositol) com um grupamento ortofosfato ligado a cada um desses carbonos (MAGA, 1982; SELLE et al., 2000; ANDLID; VEIDE; SANDBERG, 2004; WANG; MENGB; ZHOUB, 2004). Aproximadamente 80% do fósforo contido nos ingredientes vegetais encontra-se na forma de ácido fítico, que é pouco aproveitada pelos monogástricos como aves, suínos e peixes. O restante, que é altamente disponível para esses animais, encontra-se na forma solúvel inorgânica e em compostos celulares (fósforo ligado a ácidos nucleicos, proteínas fosforiladas, fosfoaçúcares, fosfolipídios) (BARUAH et al., 2004). Além disso, o ácido fítico é considerado um antinutriente, pois as cargas negativas dos grupamentos fosfatos podem ligar-se fortemente a outros nutrientes das rações, como minerais (cátions), proteínas, aminoácidos, entre outros, reduzindo o seu aproveitamento pelos animais (CASEY; WALSH, 2004; BARUAH et al., 2004) e aumentando a excreção desses compostos para o ambiente.

Outro ponto importante a ser levado em consideração é que o baixo aproveitamento do fósforo fítico pelos peixes pode gerar impactos ao ambiente, já que uma quantidade extra de fósforo inorgânico pode ser necessária para suprir as exigências da espécie utilizada, o que resultará em maior excreção de fósforo, na forma de ácido fítico, via fezes. Esse excesso de nutrientes poderá prejudicar o meio ambiente, caso não seja tratado de forma correta (KARIMI, 2005). As principais medidas adotadas para melhorar o aproveitamento do fósforo dos alimentos vegetais pelos monogástricos são: a) inclusão de enzimas específicas (fitases), que hidrolisem a ligação do grupamento fosfato da molécula de inositol, tornando-o disponível para os animais; b) utilização de plantas geneticamente modificadas, que armazenem em suas sementes a maior parte do fósforo na forma inorgânica, ou seja, prontamente disponível para os monogástricos (RABOY, 2002).

Nesse contexto, atenção especial deve ser dada à importância de se utilizar ingredientes com alta digestibilidade na formulação de rações, medida imprescindível para o conhecimento não apenas do seu verdadeiro valor nutricional, mas também do aporte de material fecal no ambiente decorrente de sua inclusão, sendo, portanto, fundamental para o desenvolvimento de dietas nutricional, econômica e ambientalmente corretas (CYRINO et al., 2010). Trabalho recente, avaliando a qualidade nutricional de 130 rações comerciais utilizadas na produção de tilápia-do-Nilo (*Oreochromis niloticus*) no Brasil, verificou baixa digestibilidade dessas rações, principalmente para o fósforo (51,2%) (MONTANHINI NETO; OSTRENSKY, 2015). Os autores concluíram que as rações brasileiras formuladas para a tilápia não fornecem nutrição adequada à espécie devido a deficiências, excessos

e desbalanços nutricionais, que comprometem o desempenho produtivo e acentuam o potencial poluente. No caso das espécies de peixe nativas, o problema é agravado pelo fato de não existir rações espécie-específicas, potencializando essas deficiências. Em paralelo, pesquisas determinando a digestibilidade de ingredientes para as espécies nativas de maior potencial aquícola, em diversas condições e fases de cultivo, são escassas e altamente necessárias para subsidiar o desenvolvimento de rações específicas e de maior qualidade nutricional.

Outros nutrientes, nutracêuticos³ e aditivos⁴ podem contribuir para o melhor aproveitamento das frações nutritivas da dieta e, consequentemente, para a saúde e higidez dos animais em cultivo, bem como para a qualidade do produto pós-abate. São eles: vitaminas e minerais; agentes antimicrobianos (antibióticos utilizados como promotores ou terapêuticos); antioxidantes; aglutinantes; pigmentos; enzimas; ácidos orgânicos; atrativos, palatabilizantes e estimulantes de apetite; imunoestimulantes; frações de plantas animais e microbianas; nucleosídeos e nucleotídeos; imunomoduladores sintéticos; pré e probióticos e hormônios (NRC, 2011).

#### 7. EFLUENTES DA AQUICULTURA

A redução do volume de efluente é o mecanismo mais eficaz para poupar os recursos hídricos, não só por reduzir o consumo de água, mas também por reduzir o potencial poluidor da aquicultura (BOYD; GROSS, 2000). Muitos dos envolvidos na aquicultura acreditam que a aplicação BPMs, que são práticas utilizadas para prevenir a poluição das águas e impactos ambientais negativos, poderia ser uma maneira razoável e acessível para melhorar a qualidade e reduzir o volume de efluentes na aquicultura (BOYD, 2003). No entanto, o autor reforça que, provavelmente, a abordagem mais benéfica seria uma melhor educação ambiental dos produtores, evidenciando que os benefícios ambientais das BPMs se refletem em maiores lucros.

O impacto ambiental da aquicultura resulta, principalmente, no enriquecimento de coleções de água com nutrientes (SCHROEDER; KALTON; LAHER, 1991) e sólidos dissolvidos (NAYLOR; MOCCIA; DURANT, 1999). Acumulação de matéria orgânica e metabólitos em reservatórios, tanques e viveiros afeta negativamente o crescimento e a sobrevivência dos peixes (CYRINO et al., 2010).

Dentre os componentes das rações para peixes, nitrogênio, fósforo e matéria orgânica apresentam maior potencial eutrofizante em ambientes aquáticos (SCHINDLER, 1971; BUREAU; CHO, 1999; MONTANHINI NETO; OSTRENSKY, 2015). Alguns autores também citam outros componentes da ração (cálcio, silicatos, aditivos nutricionais, promotores de crescimento, dentre outros) que poderiam estar associados com a degradação ambiental, mas as informações disponíveis sobre esses componentes são muito variáveis, inconsistentes e/ou escassas (LEVINGS, 1994; BOYD; MASSAUT, 1999; DAVID et al., 2009; MARTINEZ, 2009; MONTANHINI NETO; OSTRENSKY, 2015).

<sup>&</sup>lt;sup>3</sup>Nutracêutico: (i) substância que ocorre naturalmente (embora possa ser concentrada ou purificada), susceptível a ser encontrada em alguma concentração na dieta natural do organismo; (ii) nutracêutico deve ser administrada por via oral, geralmente durante um período prolongado de tempo; (iii) deve apresentar algum valor nutritivo em si, além de seu poder imunoestimulante (TRUSHENSKI; KASPER; KOHLER, 2006).

<sup>&</sup>lt;sup>4</sup>Aditivo nutricional: qualquer ingrediente adicionado intencionalmente, não consumido habitualmente como alimento, que apresente ou não valor nutricional e que afete as características do alimento ou produto animal. Microrganismos, enzimas, moduladores de acidez, oligoelementos, vitaminas e outros produtos são abrangidos pelo âmbito dessa definição, dependendo da finalidade de utilização e modo de administração (FAO/IFIF, 2010).

A utilização inadequada de fertilizantes, empregados para estimular a produtividade primária, necessária a certos sistemas de cultivo, pode agravar o quadro de enriquecimento e eutrofização de corpos de água. Além disso, o uso inapropriado de drogas terapêuticas, como quimioterápicos e antibióticos, pode levar ao aparecimento de microrganismos resistentes e deve seguir estritamente as boas práticas de uso de drogas veterinárias (OIE, 2007 apud FAO, 2008).

Na criação de peixes, a excreção excessiva do fósforo e nitrogênio tem consequências negativas diretas, pois, como a excreção ocorre na água, a remoção desses nutrientes é praticamente impossível, diferente de animais terrestres cuja remoção das fezes e urina do ambiente já é suficiente para amenizar os problemas causados pelos resíduos. Dessa forma, medidas que visem reduzir a descarga de nutrientes nos tanques de piscicultura têm consequências maiores para a produção, pois a baixa qualidade da água é um dos principais fatores que podem acarretar grandes perdas na produção e menor crescimento dos peixes (BOYD, 1990), além de gerar um efluente que levará à eutrofização do ambiente natural.

O impacto ambiental ocasionado pelo efluente gerado pela produção aquícola é variável e dependente do tipo de sistema de produção, da espécie utilizada, do tipo de ração e do grau de intensificação da produção (ZANIBONI-FILHO, 1999; BOYD; QUEIROZ, 2001; CYRINO et al., 2010). Sistemas intensivos normalmente tendem a gerar uma maior quantidade de efluente mais concentrado, causando um maior impacto, quando comparados com sistemas extensivos ou semi-intensivos (TACON; FORSTER, 2003). Isso porque utilizam altas densidades populacionais, rações completas de alta densidade nutricional, alimentações constantes e em quantidades elevadas e altas taxas de renovação de água. Segundo López Alvarado (1997), em sistemas intensivos independente do tipo de estrutura utilizada, viveiros escavados ou tanques-rede, a produção gera uma quantidade de resíduo moderada, que está diretamente relacionada à alimentação e à excreção dos animais.

Os principais componentes, que geram impacto ambiental, são partículas sólidas, compostas por restos de rações, fezes e animais mortos, e compostos inorgânicos e orgânicos solúveis em água, principalmente fósforo e nitrogênio, despejados diretamente no ambiente natural, após passar pelos tanques de produção (LÓPEZ ALVARADO, 1997; TACON; FORSTER, 2003). Os compostos sólidos causam impacto na área próxima em que está implantada a produção, ou seja, mais localizado, e o impacto principal é o aumento na disponibilidade de amônia e fosfatos no fundo dos corpos de água, ocasionando uma alteração na comunidade bentônica (LÓPEZ ALVARADO, 1997). Os compostos dissolvidos na água podem ter uma influência maior no ambiente natural, pois causam um aumento na proliferação de macrófitas aquáticas, algas e microalgas (fitoplâncton) (LÓPEZ ALVARADO, 1997; TACON; FORSTER, 2003; CYRINO et al. 2010), podendo, em alguns casos, causar maré vermelha, ocasionada por uma proliferação excessiva de algas vermelhas tóxicas prejudiciais aos peixes e aos seres humanos (LÓPEZ ALVARADO, 1997). Microalgas e cianobactérias planctônicas são as principais responsáveis pela síntese e eliminação de geosmina e 2-metilisoborneol em tanques de aquicultura e ecossistemas aquáticos eutróficos. Por serem lipossolúveis, esses compostos são rapidamente absorvidos pelas brânquias dos peixes e bioacumulados nos tecidos ricos em lipídeos. Esses dois componentes proporcionam o gosto de barro (lodo) ou mofo, conhecido como "off-flavor", caracterizado pela presença indesejável de propriedades sensoriais no pescado, constituindo um dos maiores problemas de despesca e comprometendo a qualidade e o valor do pescado.

Nesse complexo cenário, dominado pela interdependência de fatores bióticos e abióticos, a nutrição de peixes torna-se uma ferramenta valiosa na busca pela produção aquícola sustentável, aliando alto desempenho produtivo a menor impacto ambiental. O uso de rações "ambientalmente amigáveis", que sejam altamente digestíveis e que atendam às

exigências espécie-específicas, sem excesso de fósforo orgânico ou inorgânico, pode reduzir a concentração dos efluentes e diminuir as alterações ambientais subsequentes (CYRINO et al., 2010). Além disso, o uso de um sistema de tratamento de efluentes da aquicultura é uma alternativa na redução da concentração desses nutrientes no efluente (TACON; FORSTER, 2003; MORO et al. 2013). Adicionalmente, o uso de rações com quantidades reduzidas ou contendo ingredientes alternativos à farinha de peixe, mas que mantenham o desempenho produtivo dos animais, pode auxiliar na manutenção dos estoques pesqueiros naturais e ainda contribuir para a sustentabilidade ambiental da aquicultura.

#### 8. CONSIDERAÇÕES FINAIS

Se não explorada de forma adequada, a aquicultura pode causar sérios impactos aos ecossistemas aquáticos, representando riscos e diminuição dos recursos alimentares para os consumidores. Os problemas ambientais mais comuns incluem: a poluição dos ecossistemas aquáticos e bentônicos; destruição de habitats e ecossistemas costeiros para infraestrutura de aquicultura; transmissão de parasitas e doenças entre as populações de peixes de cultivo e selvagens; a introdução e a propagação de espécies exóticas invasoras; aumento da pressão sobre os recursos de água doce; depleção das populações de peixes selvagens para as operações de estoque de aquicultura; sobrepesca e das populações de peixes selvagens, que são utilizados como ingredientes em alimentos da aquicultura (MARTINEZ-PORCHAS; MARTINEZ-CORDOVA, 2012; KLINGER; NAYLOR, 2012; TROELL et al., 2014b).

Embora a aquicultura venha sendo arguida como poluente, altas taxas de desempenho produtivo são alcançadas somente quando as características ambientais são adequadas. Adicionalmente, a aquicultura também é prejudicada pela contaminação de corpo hídricos por meio de resíduos tóxicos provindos da agricultura, pecuária, esgotos clandestinos domésticos ou industriais e outras formas de poluição advindas de fatores antrópicos. Dessa forma, além de prover o abastecimento de pescado durante todo o ano e rendimentos para os produtores, a aquicultura tem potencial para reduzir a pressão sobre populações de peixes selvagens na pesca extrativista, pode fornecer serviços ambientais sob a forma de tratamento de águas residuais, biorremediação, e até mesmo reconstituir populações selvagens por meio de reintrodução específicas de animais (KLINGER; NAYLOR, 2012).

Ainda é possível notar uma desconexão entre ciência e política em relação ao desenvolvimento da aquicultura (COSTA-PIERCE, 2010; KAISER; STEAD, 2002; STEAD, 2005; KRAUSE et al., 2015). Dessa forma, torna-se necessário que os órgãos públicos de controle e demais atores do setor aquícola desenvolvam políticas públicas e métricas para monitoramento da atividade (BOYD et al., 2007), direcionadas para a sustentabilidade dos diferentes sistemas de cultivo na aquicultura.

De acordo com o Banco Mundial (THE WORLD BANK, 2007), avanços em nutrição de peixes e sistemas de produção têm contribuído para uma redução significativa das cargas ambientais. No entanto, os principais avanços na nutrição de peixes ocorreram para as espécies de alto valor, como o salmão e o camarão. Tais avanços podem e devem ser extrapolados para o cultivo dos demais grupos de organismos aquáticos, dentre eles: i) maior compreensão da fisiologia e bioquímica nutricional das diferentes espécies, levando a uma melhor composição alimentar, incluindo redução da utilização de farinha de peixe com a adição de minerais, aminoácidos e fontes de origem vegetal; ii) melhoria na tecnologia de processamento das rações para a produção de péletes de maior estabilidade física e química na água; iii) desenvolvimento de alimentos apropriados para larvas, tais como rotíferos, *artemia salina* e, mais recentemente, copépodes (embora deva ser considerada a tendência ao desenvolvimento microdietas artificiais para diminuir a dependência de organismos

vivos, que exigem infraestrutura e tecnologia específica de produção e podem ser vetores de doenças); iv) melhoria nos sistemas de cultivo; v) desenvolvimento de linhagens melhoradas de peixes que apresentem melhor aproveitamento de ingredientes vegetais; vi) desenvolvimento de pacotes tecnológicos para o cultivo de espécies de peixes de menor nível trófico que apresentem menor exigência em proteína; vii) busca por ingredientes que apresentem menor utilização de água para sua produção; viii) busca contínua de substitutos alternativos para os ingredientes de alto custo.

Segundo Trushenski, Jasper e Kohler (2006), muitos desafios existem quanto à nutrição e à alimentação em aquicultura. Dentre eles, o grande número de espécies dificulta o progresso para a obtenção de formulações que atendam às exigências nutricionais espécies-específicas. Adicionalmente, os nutricionistas devem se atentar, além da abordagem nutricional, para aspectos econômicos e ambientais por meio da utilização de um repertório limitado de recursos e métodos. Esse desafio leva à busca constante de abordagens inovadoras, que aliem a nutrição tradicional à sustentabilidade ambiental. Ao integrar abordagens clássicas com tecnologias emergentes, formulações alimentares e espécies adequadas, os nutricionistas de peixes podem identificar meios para aumentar a eficiência da produção e sustentabilidade, além de assegurar o sucesso contínuo da aquicultura.

#### 9. REFERÊNCIAS

- ALASALVAR, C. et al. Differentiation of cultured and wild sea bass (Dicentrarchus labrax): total lipid content fatty acid and trace mineral composition. Food Chemistry, v. 79, n. 2, p. 145-150, 2002.
- ALLSOPP, M.; JOHNSTON, P.; SANTILLO, D. Challenging the aquaculture Industry on sustainability. Amsterdam: Greenpeace International, 2008.
- ALLTECH. 2013 Alltech global feed summary. Nicholasville: Alltech, 2013.
- . 2015 Alltech global feed survey. Nicholasville: Alltech, 2015.
- ANA Agência Nacional das Águas. Atualização na metodologia de análise de pedidos de outorga para piscicultura em tanques-rede. Brasília: ANA, 2009. (Nota Técnica nº 009/2009/GEOUT/SOF-ANA).
- ANDLID, T.A.; VEIDE, J.; SANDBERG, A. Metabolism of extracellular inositol hexaphosphate (phytate) by Saccharomyces cerevisiae. International Journal of Food Microbiology, v. 97, n. 2, p. 157-169, 2004.
- BARUAH, K. et al. Dietary phytase: An ideal approach for a cost effective and low-polluting aquafeed. NAGA, Worldfish Center Quarterly, v. 27, n. 3-4, p. 15-19, jul./dec. 2004.
- BELL, J.G. et al. Replacement of fish oil with rapeseed oil in diets of Atlantic salmon (Salmo salar) affects tissue lipid compositions and hepatocyte fatty acid metabolism. Journal of Nutrition, v. 131, n. 5, p. 1535-1543, 2001.
- BOISSY J. et al. Environmental impacts of plant-based salmonid diets at feed and farm scales. Aquaculture, v. 321, n. 1-2, p. 61-70, 2011.
- BOYD, C.E. Water quality in ponds for aquaculture. Auburn: International Center for Aquaculture/Alabama Agricultural Experiment Station/Auburn University, 1990.
- Guidelines for aquaculture effluent management at the farm-level. Aquaculture, v. 226, n. 1-4, p. 101-112, 2003.
- Overview of aquaculture feeds: global impacts of ingredient use. In: DAVIS, D.A. (Ed.). Feed and feeding practices in aquaculture. Cambridge: Elsevier/Woodhead Publishing, 2015. p. 3-26.
- BOYD, C.E.; MASSAUT, L. Risks associated with the use of chemicals in pond aquaculture. Aquacultural Engineering, v. 20, n. 2, p. 113-132, 1999.
- BOYD, C.E.; GROSS, A. Water use and conservation for inland aquaculture ponds. Fisheries Management and Ecology, v. 7, n. 1-2, p. 55-63, 2000.
- BOYD, C.E.; QUEIROZ, J.F. Nitrogen, phosphorus loads vary by system: USEPA should consider system variables in setting new effluent rules. The Advocate, v. 4, p. 84-86, 2001.
- BOYD, C.E. et al. Indicators of resource use efficiency and environmental performance in fish and crustacean aquaculture. Reviews in Fisheries Science, v. 15, p. 327-360, 2007.
- BROWN, L.R. Feeding nine billion. In: STARKE, L. (Ed.). State of the world 1999. New York: W.W. Norton & Company, 1999. p. 115-132.

- Eradicating hunger: a growing challenge. In: STARKE, L. (Ed.). *State of the world 2001*. London: Earthscan Publications, 2001. p. 43-62.
- BUENO, G.W. Modelo bioenergético nutricional e balanço de massas para o monitoramento e estimativa de efluentes da produção comercial de tilápia do Nilo (Oreochromis niloticus) em reservatório tropical. 2015. 127 f. Tese (Doutorado em Ciências Animais) Universidade de Brasília, Brasília, 2015.
- BUENO, G.W. et al. Implementation of aquaculture parks in Federal Government waters in Brazil. *Reviews in Aquaculture*, v. 7, n. 1, p. 1-12, 2015.
- BUREAU, D.P.; CHO, C.Y. Phosphorus utilization by rainbow trout (*Oncorhynchus mykiss*): estimation of dissolved phosphorus waste output. *Aquaculture*, v. 179, n. 1-4, p. 127-140, 1999.
- BYRON, C.J.; COSTA-PIERCE, B.A. Carrying capacity tools for use in the implementation of an ecosystems approach to aquaculture. In: ROSS, L. et al. (Eds.). *Site selection and carrying capacity estimates for inland and coastal aquaculture*. Rome: FAO, 2013. p. 87-101. (FAO Fisheries and Aquaculture Proceedings, 21).
- CABRAL, E.M. et al. Replacement of fish meal by plant protein sources up to 75% induces good growth performance without affecting flesh quality in ongrowing *Senegalese sole*. *Aquaculture*, v. 380-383, p. 130-138, 2013.
- CASEY, A.; WALSH, G. Identification and characterization of a phytase of potential commercial interest. *Journal of Biotechnology*, v. 110, n. 3, p. 313-322, 2004.
- CHO, C.Y.; BUREAU, D.P. Development of bioenergetic models and the Fish-PrFEQ software to estimate production, feeding ration and waste output in aquaculture. *Aquatic Living Resources*, v. 11, n. 4, p. 199-210, 1998.
- COSTA-PIERCE, B. Sustainable ecological aquaculture systems: The need for a new social contract for aquaculture development. *Marine Technology Society Journal*, v. 44, n. 3, p. 88-112, 2010.
- CYRINO, J.E.P. et al. A piscicultura e o ambiente: o uso de alimentos ambientalmente corretos em piscicultura. *Revista Brasileira de Zootecnia*, v. 39, p. 68-87, 2010.
- DAVID, C.P.C. et al. Coastal pollution due to increasing nutrient flux in aquaculture sites. *Environmental Geology*, v. 58, n. 2, p. 447-454, 2009.
- DIAS, M.C.O. *Manual de impactos ambientais*: orientações básicas sobre aspectos ambientais de atividades produtivas. Fortaleza: Banco do Nordeste, 1999.
- DILLON, P.J.; RIGLER, F.H. A test of a simple nutrient budget model predicting the phosphorus concentration in lake water. *Journal of the Fisheries Research Board of Canada*, v. 31, n. 11, p. 1771-1778, 1974.
- FAO Food and Agriculture Organization. *Animal feed impact on food safety*. Rome: FAO: 2008. (Report of the FAO/WHO Expert Meeting. FAO Headquarters, Rome 8-12 October 2007).
- \_\_\_\_\_. The state of world fisheries and aquaculture 2012. Rome: FAO, 2012.
- FAO/IFIF Food and Agriculture Organization/International Feed Industry Federation. *Good practices for the feed industry*: implementing the Codex alimentarius, code of practice on good animal feeding. Rome: FAO, 2010. (FAO Animal Production and Health, 9).
- FRACALOSSI, D.M. et al. Técnicas experimentais em nutrição de peixes. In: FRACALOSSI, D.M.; CYRINO, J.E.P. (Edd.). *Nutriaqua*: nutrição e alimentação de espécies de interesse para a aquicultura brasileira. 1. ed. Florianópolis: Sociedade Brasileira de Aquicultura e Biologia Aquática, 2012. p. 37-63.
- FRANCIS, G. et al. Antinutritional factors present in plant-derived alternate fish feed ingredients and their effects in fish. *Aquaculture*, v. 199, n. 3-4, p. 197-227, 2001.
- FREWER, L.J. et al. Consumer attitudes towards the development of animal-friendly husbandry systems. *Journal of Agricultural and Environmental Ethics*, v. 18, p. 345-367, 2005.
- GATLIN III, D.M. et al. Expanding the utilization of sustainable plant products in aquafeeds: a review. *Aquaculture Research*, v. 38, n. 6, p. 551-579, 2007.
- HARDY, R.W. Marine byproducts for aquaculture use. In: BECHTEL, P.J. (Ed.). Advances in seafood byproducts: 2002 conference proceedings. Fairbanks: Alaska Sea Grant College Program/University of Alaska Fairbanks, 2003. p. 141-152.
- HOEKSTRA, A.Y. et al. *The water footprint assessment manual*: setting the global standard. London: Earthscan, 2011.
- INGLIS, G.J.; HAYDEN, B.J.; ROSS, A.H. An overview of factors affecting the carrying capacity of coastal embayments for mussel culture. Christchurch: NIWA, 2002.
- JACKSON, A. Fishmeal, fish oil: prime ingredients not limiting factors for responsible aquaculture. *Global Aquaculture Advocate*, p. 14-17, jan./feb. 2010.

- JOHNSEN, C.A.; HAGEN, Ø.; BENDIKSEN, E.Å. Long-term effects of high-energy, low fishmeal feeds on growth and flesh characteristics of Atlantic salmon (*Salmo salar L.*). *Aquaculture*, v. 312, n. 1-4, p. 109-116, 2011.
- KAISER, M.J.; BEADMAN, H.A. Scoping study of the carrying capacity for bivalve cultivation in the coastal waters of Great Britain. London: The Crown Estate. 2002.
- KAISER, M.J; STEAD, S.M. Uncertainties & values European aquaculture: communication, management & policy issues in times of changing public perceptions. *Aquaculture International*, v. 10, n. 6, p. 469-490, 2002.
- KARIMI, A. Effect of different non-phytate phosphorus levels and phytase sources on performance in broiler chicks. *International Journal of Poultry Science*, v. 4, n. 12, p. 1001-1005, 2005.
- KAUSHIK, S.; TROELL, M. Taking the fish-in fish-out ratio a step further. *Aquaculture Europe*, v. 35, n. 1, p. 15-17, 2010.
- KAUSHIK, S.J. et al. Almost total replacement of fish meal by plant protein sources in the diet of a marine teleost, the European seabass, *Dicentrarchus labrax*. *Aquaculture*, v. 230, n. 1-4, p. 391-404, 2004.
- KELLY, A.M.; KOHLER, C.C. Nutritional and physiological strategies for sustainable aquaculture. *North American Journal of Aquaculture*, v. 68, n. 2, p. 113-115, 2006.
- KLINGER, D.; NAYLOR, R. Searching for solutions in aquaculture: charting a sustainable course. *Annual Review of Environment and Resources*, v. 37, p. 247-276, 2012.
- KRAUSE, G. et al. A revolution without people? Closing the people-policy gap in aquaculture development. *Aquaculture*, v. 447, p. 44-55, 2015.
- LEVINGS, C.D. Some ecological concerns for net-pen culture of salmon on the coasts of the northeast Pacific and Atlantic oceans, with special reference to British Columbia. *Journal of Applied. Aquaculture*, v. 4, n. 1, p. 65-141, 1994.
- LIMA, A.F. Sistemas de produção de peixes. In: RODRIGUES, A.P.O. et al. (Eds.). *Piscicultura de água doce*: multiplicando conhecimentos. 1. ed. Brasília: Embrapa, 2013. p. 97-108.
- LÓPEZ ALVARADO J. Aquafeeds and the environment. In: TACON, A.G.J.; BASURCO, B. (Eds.). *Feeding tomorrow's fish*. Zaragoza: CIHEAM, 1997. p. 275-289. (Cahiers Options Méditerranéennes, 22).
- LOVELL, R.T. Foods from aquaculture. Food Technology, v. 45, p. 87-91, 1991.
- MAGA, J.A. Phytate: its chemistry, occurrence, food interactions, nutritional significance, and methods of analysis. *Journal of Agricultural and Food Chemistry*, v. 30, n. 1, p. 1-9, 1982.
- MARTINEZ, J.L. Environmental pollution by antibiotics and by antibiotic resistance determinants. *Environmental Pollution*, v. 157, n. 11, p. 2893-2902, 2009.
- MARTINEZ-PORCHAS, M.; MARTINEZ-CORDOVA, L.R. World aquaculture: environmental impacts and troubleshooting alternatives. *The Scientific World Journal*, p. 1-9, 2012.
- MCKINDSEY, C.W. et al. Review of recent carrying capacity models for bivalve culture and recommendations for research and management. *Aquaculture*, v. 261, n. 2, p. 451-462, 2006.
- MONTANHINI NETO, R.; OSTRENSKY, A. Evaluation of commercial feeds intended for the Brazilian production of Nile tilapia (*Oreochromis niloticus* L.): nutritional and environmental implications. *Aquaculture*, v. 21, n. 3, p. 311-320, 2015.
- MORO, G.V. et al. Monitoramento e manejo da qualidade da água em pisciculturas. In: RODRIGUES, A.P.O. et al. (Eds.). *Piscicultura de água doce*: multiplicando conhecimentos. 1. ed. Brasília: Embrapa, 2013. cap.5, p.171-213.
- NAYLOR, S.J.; MOCCIA, R.D.; DURANT, G.M. The chemical composition of settleable solid fish waste (manure) from commercial rainbow trout farms in Ontario, Canada. *North American Journal of Aquaculture*, v. 61, n. 1, p. 21-26, 1999.
- NAYLOR, R.L. et al. Effect of aquaculture on world fish supplies. Nature, v. 405, p. 1017-1024, 2000.
- Eeding aquaculture in an era of finite resources. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, v. 106, n. 36, p. 15103-15110, 2009.
- NEW, M.B.; WIJKSTRÖM, U.N. *Use of fishmeal and fish oil in aquafeeds*: further thoughts on the fishmeal trap. Rome: FAO, 2002. (FAO Fisheries Circular, 975).
- NRC National Research Council. *Nutriente requirement of fish and shrimp*. Washington, DC: National Academy Press, 2011.
- OECD/FAO Organização para a Cooperação e Desenvolvimento Econômico/Food and Agriculture Organization. *OECD-FAO Agricultural Outlook* 2015. Paris: OECD Publishing, 2015.
- PAHLOW, M. et al. Increasing pressure on freshwater resources due to terrestrial feed ingredients for aquaculture production. *Science of the Total Environment*, v. 536, p. 847–857, 2015.

- PEZZATO, L.E. et al. Nutrição de peixes. In: CYRINO, J.E.P. et al. (Eds.). *Tópicos especiais em piscicultura de água doce tropical intensiva*. São Paulo: TecArt, 2004. cap. 5, p. 75-169.
- PRATOOMYOT, J. et al. Effects of increasing replacement of dietary fishmeal with plant protein sources on growth performance and body lipid composition of Atlantic salmon (*Salmo salar L.*). *Aquaculture*, v. 305, n. 1-4, p. 124-132, 2010.
- RABOY, V. Progress in breeding low phytate crops. *The Journal of Nutrition*, v. 132, n. 3, p. 503S-505S, 2002. ROCHA, C.M.C. et al. Prefácio: Avanços na pesquisa e desenvolvimento na aquicultura brasileira. *Pesquisa Agropecuária Brasileira*, v. 48, n. 8, p. iv-vi, 2013.
- RODRIGUES, A.P.O.; BERGAMIN, G.T.; SANTOS, V.R.V. Nutrição e alimentação de peixes. In: RODRIGUES, A.P.O. et al. (Eds.). *Piscicultura de água doce*: multiplicando conhecimentos. 1. ed. Brasília: Embrapa, 2013. cap. 6, p. 171-214.
- RUST, M.B. et al. *The future of aquafeeds*. Maryland: Silver Spring, 2011. (NOAA Technical Memorandum NMFS F/SPO4124).
- SCHINDLER, D.W. Carbon, nitrogen, and phosphorus and the eutrophication of freshwater lakes. *Journal of Phycology*, v. 7, p. 321-329, 1971.
- SCHROEDER, G.L.; KALTON, A.; LAHER, M. Nutrient flow in pond aquaculture systems. In: BRUNE, E.; TOMASO, J.R. (Eds.). *Aquaculture and water quality*. Advances in World Aquaculture 3. Baton Rouge: The World Aquaculture Society, 1991. p. 489-505.
- SELLE, P.H. et al. Phytate and phytase: consequences for protein utilization. *Nutrition Research Reviews*, v. 13, n. 2, p. 255-278, 2000.
- STEAD, S.M. A comparative analysis of two forms of stakeholder participation in European aquaculture governance: self-regulation and integrated coastal zone management. In: GRAY, T.S. (Ed.). *Participation in fisheries governance*. Dordecht: Springer, 2005. p. 179-192.
- STONE, D.A.J. Dietary carbohydrate utilization by fish. *Reviews in Fisheries Sciences*, v. 11, n. 4, p. 337-369, 2003.
- TACON, A.G.J.; FORSTER, I.P. Aquafeeds and the environment: policy implications. *Aquaculture*, v. 226, n. 1-4, p. 181-189, 2003.
- TACON, A.G.J.; HASAN, M.R.; METIAN, M. Demand and supply of feed ingredients for farmed fish and crustaceans: trends and prospects. Rome: FAO, 2011. (FAO Fisheries and Aquaculture Technical Paper, 564).
- THE WORLD BANK. *Changing the face of the waters*. The promise and challenge of sustainable aquaculture. Washington, DC: The World Bank, 2007. (Agriculture and Rural Development, 41694).
- TOCHER, D.R. Omega-3 long-chain polyunsaturated fatty acids and aquaculture in perspective. *Aquaculture*, v. 449, p. 94-107, 2015.
- TROELL, M. et al. Comment on 'Water footprint of marine protein consumption -aquaculture's link to agriculture'. *Environmental Research Letters*, v. 9, 2014a.
- Does aquaculture add resilience to the global food system? *Proceedings of the National Academy of Sciences*, v. 111, n. 37, p. 13257-13263, 2014b.
- TRUSHENSKI, J.T.; KASPER, C.S.; KOHLER, C. Challenges and opportunities in finfish nutrition. *North American Journal of Aquaculture*, v. 68, p. 122-140, 2006.
- VALENTE, L.M.P. et al. Plant protein blends in diets for Senegalese sole affect skeletal muscle growth, flesh texture and the expression of related genes. *Aquaculture*, v. 453, p. 77-85, 2016.
- VERDEGEM, M.C.J.; BOSMA, R.H.; VERRETH, J.A.J. Reducing water use for animal production through aquaculture. *Water Resources Development*, v. 22, n. 1, p. 101-113, 2006.
- WALSH, B. The future of fish: can farming save the last wild food? *Time Magazine*, v. 178, n. 3, p. 30-36, 2011. WANG, X.Y.; MENGB, F.G.; ZHOUB, H.M. Unfolding and inactivation during thermal denaturation of an enzyme that exhibits phytase and acid phosphatase activities. *The International Journal of Biochemistry & Cell Biology*, v. 36, n. 3, p. 447-459, 2004.
- WEBSTER, C.D.; LIM, C.E. Nutrient requirements and feeding of finfish for aquaculture. Wallingford: CABI Publishing, 2002.
- WILSON, R.P. Utilization of dietary carbohydrate by fish. Aquaculture, v. 124, n. 1-4, p. 67-80, 1994.
- WU, X.Y. et al. Utilization of different raw and pre-gelatinized starch sources by juvenile yellowfin seabream *Sparus latus. Aquaculture Nutrition*, v. 13, n. 5, p. 389-396, 2007.
- YOO, K.H.; BOYD, C.E. *Hydrology and water supply for pond aquaculture*. New York: Chapman and Hall, 1994. ZANIBONI FILHO, E. O impacto ambiental de efluentes na piscicultura. In: SIMPÓSIO SOBRE MANEJO E NUTRIÇÃO DE PEIXES, 3, 1999, Campinas. *Anais...* Campinas: Colégio Brasileiro de Nutrição Animal. 1999. p. 1-14.

#### CAPÍTULO 11

# Restauração florestal de Áreas de Preservação Permanente (APPs) em propriedades de pecuária, no domínio da Mata Atlântica e Amazônia

Fernando Henrique Franco Lamonato<sup>1,2</sup>, Fabiano Turini Farah<sup>1,2</sup>, André Gustavo Nave<sup>1,2</sup>, Sergius Gandolfi<sup>1</sup>, Ricardo Ribeiro Rodrigues<sup>1\*</sup>

<sup>1</sup>Laboratório de Ecologia e Restauração Florestal, Escola Superior de Agricultura "Luiz de Queiroz", Universidade de São Paulo. Av. Pádua Dias 11, 13418-900, Piracicaba, SP. <sup>2</sup>Bioflora, Piracicaba, SP \*rrresalq@usp.br

#### 1. INTRODUÇÃO

Muitos dos problemas enfrentados pela pecuária brasileira ocorrem porque a substituição de formações naturais por áreas agrícolas de pastagens foi feita sem planejamento ambiental e agrícola. Isso aconteceu não por responsabilidade dos proprietários, mas por falta de uma política agrícola consistente no Brasil que viabilizasse ao produtor rural abrir áreas para agropecuária de forma consciente, respeitando a legislação ambiental, que já existe desde 1965 (na verdade, a primeira lei ambiental é de 1936), e a aptidão agrícola das terras. Se assim fosse feito, os proprietários iriam utilizar somente as áreas de maior vocação agrícola (Silva et al., 2011).

Essa circunstância ocorreu mais fortemente na pecuária de corte, que, infelizmente, é uma atividade que não recebeu investimentos históricos de tecnificação no Brasil, com algumas exceções (Silva et al., 2011). O resultado é que a média das propriedades de pecuária de corte do Brasil, com destaque para as da Amazônia Legal, caracteriza-se como de baixa produtividade, com muitas pastagens em áreas de baixa aptidão agrícola e com um baixo

rendimento econômico (Latawiek et al., 2015). Em consequência, o proprietário demanda cada vez mais de novas áreas agrícolas para garantir seu sustento, invadindo, assim, áreas protegidas na legislação ambiental brasileira, como as áreas de preservação permanente (APPs), a reserva legal (RL) e as áreas agrícolas de menor aptidão. Com isso, muitas áreas que legalmente não poderiam ser exploradas, como as margens de rios, nascentes e encostas com declividade entre 25 e 45° (áreas de uso restrito), foram em parte ou totalmente desmatadas e incorporadas na pecuária de corte ao longo do tempo, mas que agora precisam ser recuperadas para adequação à legislação ambiental. Além disso, as áreas agrícolas de maior aptidão precisam ser tecnificadas para garantir sustento econômico às atividades de pecuária extensiva (STRASSBURG et al., 2014).

Essa ocupação sem planejamento agrícola e ambiental trouxe consequências muito negativas para a sociedade atual, como a perda de recursos naturais, com destaque para água (quantidade e qualidade) e solo, e a perda de biodiversidade. Fica, assim, evidente a importância da adequação ambiental desses imóveis, com restauração florestal das áreas irregulares, principalmente das APPs (margens de rios e entorno de nascentes), possibilitando, dessa forma, um manejo hídrico adequado desses imóveis, já que a pecuária tem grande impacto nos recursos hídricos, tanto em termos de qualidade como de quantidade. A quantificação dos impactos e a adoção de ações de mitigação e recuperação na atividade pecuária têm sido identificadas como pegada hídrica na pecuária.

Os Programas de Adequação Ambiental e Agrícola (PAAAs), desenvolvidos pelo Laboratório de Ecologia e Restauração Florestal (LERF) da Escola Superior de Agricultura "Luiz de Queiroz" da Universidade de São Paulo (ESALQ/USP) há mais de 17 anos (Rodrigues et al., 2009; Tambosi; SILVA; RODRIGUES, 2012; Vidal et al., 2014), são uma importante ferramenta de planejamento ambiental e agrícola de propriedades rurais, pois contribuem efetivamente com a pegada hídrica, uma vez que possibilitam a tecnificação da atividade agrícola – no caso deste capítulo, é a pecuária. Outro produto é a regularização ambiental e legal da propriedade, restaurando as matas ciliares, protegendo as nascentes e rios e promovendo o atendimento das exigências de certificações ambientais da pecuária, já que o mercado nacional e internacional é cada vez mais restritivo para produtos que não respeitam o ambiente e seus serviços ecossistêmicos.

O PAAA de propriedades da pecuária assumiu importância ainda maior com o novo Código Florestal Brasileiro (Lei nº 12.651/2012, alterada pela Lei nº 17.727/2012), que define regras e estabelece prazos para a identificação de passivos ambientais e para regularização ambiental dos imóveis. Aqueles que não se adequarem a legislação vigente sofrerão fortes restrições de acesso ao credito e às licenças institucionais. No entanto, o Código Florestal não exige a adequação agrícola. Por isso temos defendido que a regularização ambiental só ocorrerá quando as propriedades rurais forem sustentáveis economicamente, pois existe a necessidade de integrar a questão ambiental com a agrícola (Vidal et al., 2015).

Nesse sentido, vamos apresentar e discutir os resultados da adequação ambiental de propriedades de pecuária na Amazônia e na Mata Atlântica, ressaltando sempre que essa adequação ambiental deve ser feita em paralelo com a adequação agrícola, buscando demonstrar que, principalmente para as propriedades de pecuária, essa adequação ambiental não tem nenhum conflito, e sim potencializa ganhos econômicos. A produção agrícola tecnificada, com destaque para a pecuária, desenvolvida em um ambiente de regularidade ambiental e de elevada diversidade natural, deveria ser o principal diferencial da agricultura brasileira na competição com outros mercados (Vidal et al., 2014; Latawiek et al., 2015).

#### 2. METODOLOGIA DA ADEQUAÇÃO AMBIENTAL DE PROPRIEDADES DE PECUÁRIA

O PAAA de propriedades rurais foi concebido e implantado pelo LERF em todo o Brasil. Desde 1999 até 2015, por meio dos PAAAs, o LERF já promoveu a adequação agrícola e ambiental de 4 milhões de ha de propriedades rurais, tendo restaurado nessas propriedades cerca de 8.900 ha de florestas ciliares e protegido 105 mil ha de fragmentos naturais remanescentes (Vidal et al., 2015).

O programa segue um protocolo de ações que começa com o diagnóstico ambiental do imóvel rural – uma etapa importante no dimensionamento do passivo ambiental da propriedade e no planejamento das ações de restauração. Esse diagnóstico tem início com as análises de imagens de satélite de alta resolução, com a inserção de camadas temáticas (por exemplo, perímetro da propriedade, hidrografia, remanescentes florestais, outras) por meio do programa de Sistema de Informações Geográficas (SIG).

Em um passo subsequente, as modalidades de uso do solo previamente identificadas na imagem são validadas por intermédio de incursões em campo e checagem *in loco*.

Como produto final do diagnóstico ambiental, é gerado o mapa de uso e ocupação do solo da propriedade, cujas legendas também dimensionam os passivos ambientais em APP e RL (Figura 1).

Na legenda de capa do mapa (Figura 2), são apresentadas, por exemplo, a área ocupada pela RL, os valores de cobertura florestal, as áreas em regeneração natural ou de uso agrícola, inseridas dentro dos limites das APPs, as áreas agrícolas, as áreas agrícolas de baixa aptidão

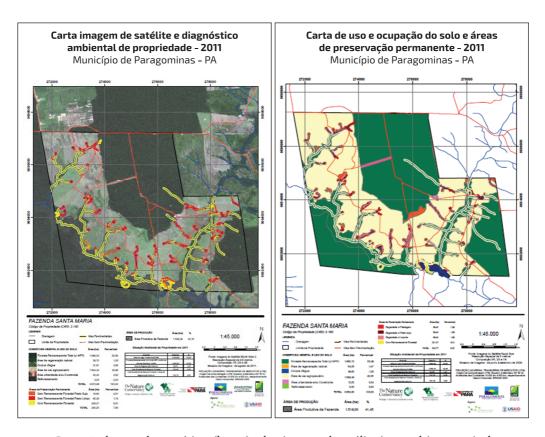


Figura 1. Inserção de camadas temáticas (layers) sobre imagem de satélite (esquerda), por meio de pacote SIG, e mapa final de uso do solo (direita). Fazenda Santa Maria, Paragominas, Pará. Fonte: Laboratório de Ecologia e Restauração Florestal (LERF/LCB/ESALQ/USP).



Figura 2. Legenda com o conjunto de informações detalhadas da propriedade rural, indicando os resultados do diagnóstico ambiental na propriedade rural. Fonte: Laboratório de Ecologia e Restauração Florestal (LERF/LCB/ESALQ/USP).

e outras. Essas informações são fundamentais para o planejamento ambiental, como a definição dos métodos de restauração para cada situação de degradação e das áreas agrícolas mais indicadas para tecnificação.

#### 3. RESULTADOS E DISCUSSÃO

#### 3.1. Adequação ambiental

Adequação ambiental consiste, basicamente, em cumprir o que determina a legislação ambiental brasileira, ou seja, manter, recuperar ou compensar (para RL) a vegetação das APPs e de RL, segundo as condições definidas pela Lei nº 12.651, de 25 de maio de 2012, alterada pela Lei nº 12727, de 17 de outubro de 2012. Contudo, o PAAA do LERF, em parceria com Bioflora, foi além do cumprimento da legislação ambiental em vigor e promoveu também, por meio de laboratórios parceiros, a adequação das áreas agrícolas das propriedades, identificando as áreas de maior e menor aptidão em função da declividade e de características edáficas, como afloramento rochoso. Naquelas de menor aptidão, propôs a alteração de uso, pois, apesar de estarem ocupadas por pastagem, apresentavam maior aptidão florestal; por isso foram propostas alternativas de uso florestal mais compatíveis com a sua aptidão.

Na Amazônia, considerando apenas os trabalhos mais recentes de adequação ambiental e agrícola de propriedades de pecuária do LERF em parceria com a Bioflora (www.lerf. esalq.usp.br e www.viveirobioflora.com.br), o diagnóstico ambiental foi conduzido em 6.615 propriedades rurais de pecuária de corte, no período de 2014 a 2015, totalizando 2.841.224,80 ha de área analisada. A área média das propriedades amostradas nesse domínio foi de 429,51 ha, com cobertura vegetal nativa total de 54,90% da área do estudo, ou 1.559.785,68 ha (Tabela 1). As irregularidades encontradas nas APPs foram pouco expressivas, pois, dos 237.127,28 ha de APPs identificados nas propriedades, apenas 71.246,99 ha estavam desprovidos de cobertura florestal natural, montante que equivale a apenas 2,51% de irregularidade em relação à área total do estudo (Tabela 2).

A RL na Amazônia é de 80% da área do imóvel, porém os Estados do Pará e do Mato Grosso, onde as áreas de estudo estão inseridas, apresentam Zoneamento Ecológico-Econômico e, desse modo, a RL pode ser de apenas 50% da área total do imóvel para algumas regiões, somente para fins de recomposição. Foi encontrado déficit de RL nas propriedades variando de 0 a 4,05% da área do projeto (Tabela 3). Concomitantemente, houve excedente

Tabela 1. Número de imóveis e área amostrada por domínio, vegetação predominante e região nos projetos de adequação ambiental e agrícola selecionados.

Domínio	Vegetação <sup>1</sup>	Região	Estado	Nº de imóveis	Área		Vegetação nativa total²		
				avaliados	(ha)	(%)	(ha)	(%)	
Amazônia	FOD	Juara	Mato Grosso	4	40.358,77	100	23.858,49	59,12	
		São Félix do Xingu	Pará	6.610	2.795.680,36	100	1.533.134,10	54,84	
	FEV	Redenção		1	5.185,67	100	2.793,09	53,86	
Mata Atlântica	FOD	Teixeira de Freitas	Bahia	260	57.961,56	100	10.352,31	17,86	
Total				6.875	2.899.186,36	100	1.570.137,99	54,16	

<sup>&</sup>lt;sup>1</sup>FOD=Floresta Ombrófila Densa; FEV=Floresta Estacional Sempre-verde.

Fonte: Laboratório de Ecologia e Restauração Florestal, 2015 (LERF/LCB/ESALQ/USP).

Tabela 2. Informações relativas às áreas de preservação permanente (APP) nos projetos de adequação ambiental selecionados por domínio e região.

Domínio	Região	APP total		APP a ser recomposta		APP com vegetação nativa		APP com uso consolidado	
		(ha)	(%)	(ha)	(%)	(ha)	(%)	(ha)	(%)
Amazônia	Juara	3.742,49	9,27	1.017,11	2,52	2.725,37	6,75	0,00	0,00
	São Félix do Xingu	231.934,51	8,30	70.035,03	2,51	133.888,50	4,79	28.010,97	1,00
	Redenção	1.450,29	27,97	194,84	3,76	945,72	18,24	309,73	5,97
Mata Atlântica	Teixeira de Freitas	5.885,59	10,15	283,45	0,49	4.114,74	7,10	1.487,40	2,57
Total		243.012,87	8,38	71.530,44	2,47	141.674,34	4,89	29.808,10	1,03

Fonte: Laboratório de Ecologia e Restauração Florestal, 2015 (LERF/LCB/ESALQ/USP).

de RL em outras propriedades (9,26% de um projeto). Considerando toda área de excedente de RL, que somou 22.696,01 ha (0,78%), não foi possível compensar todo o déficit, que foi de 113.187.59 ha (3.9%).

Esses resultados mostram claramente que, para a pecuária da Amazônia, a questão ambiental nunca foi – e continua não sendo – o motivo de insustentabilidade econômica dessas propriedades, já que as irregularidades são pequenas em relação à área total da propriedade.

Já no domínio Mata Atlântica, considerando apenas os trabalhos mais recentes de adequação ambiental e agrícola de propriedades de pecuária do LERF em parceria com a Bioflora (www.lerf.esalq.usp.br e www.viveirobioflora.com.br), o estudo foi conduzido em 260 propriedades rurais de pecuária de corte, no período de 2013 a 2015, atingindo um total de 57.961,56 ha. A área média registrada para os imóveis amostrados foi de 222,93 ha, com remanescentes de vegetação nativa total de 17,86% da área de estudo, ou 10.352,31 ha (Tabela 1). A APP desses imóveis somou 5.885,59 ha (10,15% do total do projeto), mas apenas 283,45 ha (0,49%) constituiu APP com obrigatoriedade de recomposição, ou seja, apenas 0,49% estão irregulares (Tabela 2).

<sup>&</sup>lt;sup>2</sup>Todo remanescente de vegetação nativa, incluindo APP e RL.

Considerando uma RL obrigatória de 20% para esse domínio, o projeto analisado neste capítulo apresentou somente 16,08% (9.321,83 ha) de remanescentes de vegetação nativa que serão incluídos na RL. Assim, resultou-se em um déficit de RL no valor de 3,92% (2.270,50 ha) (Tabela 3).

Esses resultados novamente demonstram que, para a pecuária do domínio de Mata Atlântica, a questão ambiental continua não sendo o limitante para sustentabilidade econômica dessas propriedades, já que as irregularidades são pequenas em relação à área total da propriedade.

A Tabela 4 expõe o total da área agrícola dos projetos, o qual somou 1.226.756,38 ha (42,31%). Podemos observar que as áreas agrícolas de baixa aptidão agrícola são aquelas caracterizadas com elevada declividade e/ou solo rochoso ou decapeado, entre outros. Em

Tabela 3. Informações relativas às áreas de reserva legal (RL) dos projetos de adequação ambiental e agrícola selecionados.

Domínio	Região	RL necessária¹		RL presente (veg. nat. fora da APP + cômputo da APP² + RL a restaurar³)		RL déficit⁴		RL excedente⁵	
		(ha)	(%)	(ha)	(%)	(ha)	(%)	(ha)	(%)
Amazônia	Juara	20.179,38	50	23.917,18	59,26	0,00	0,00	3.737,22	9,26
	São Félix do Xingu	1.673.533,64	60	1.533.134,10	54,84	113.187,59	4,05	18.758,54	0,67
	Redenção	2.592,84	50	2.793,09	53,86	0,00	0,00	200,25	3,86
Mata Atlântica	Teixeira de Freitas	11.592,31	20	9.321,83	16,08	2.270,50	3,92	0,00	0,00
Total		1.707.898,18	58,91	1.569.166,21	54,12	115.458,09	3,98	22.696,01	0,78

¹Na Amazônia Legal, a RL é 80% da área do imóvel, porém os Estados do Pará e do Mato Grosso possuem Zoneamento Ecológico-Econômico aprovado, por isso a RL é reduzida para 50% para fins de recomposição. No projeto de São Félix do Xingu, temos as propriedades separadas em dois grupos: 1) aquelas dentro de Área de Proteção Ambiental (APA) e que necessitam de 80% de RL; 2) aquelas fora da APA e que necessitam de apenas 50% de RL, dos quais 60% corresponderam à média ponderada da RL necessária de acordo com a área das propriedades.

Fonte: Laboratório de Ecologia e Restauração Florestal, 2015 (LERF/LCB/ESALQ/USP).

Tabela 4. Áreas agrícolas e áreas agrícolas de baixa aptidão agrícola nos projetos de adequação ambiental selecionados.

Domínio	Davião	Área agrío	cola¹	Área agrícola de baixa aptidão agrícola		
Dominio	Região	(ha)	(%)	(ha)	(%)	
Amazônia	Juara	15.456,30	38,30	384,20	0,95	
	São Félix do Xingu	1.164.500,25	41,65	25.563,20	0,91	
	Redenção	1.888,03	36,41	13,48	0,26	
Mata Atlântica	Teixeira de Freitas	44.911,80	77,49	1.395,09	2,41	
Total		1.226.756,38	42,31	27.355,97	0,94	

<sup>&</sup>lt;sup>1</sup>Área Agrícola- qualquer área da propriedade fora de APPs e RLs

Fonte: Laboratório de Ecologia e Restauração Florestal, 2015 (LERF/LCB/ESALQ/USP).

<sup>&</sup>lt;sup>2</sup>Lei Federal nº 12.651/2012, Art.15, que permite o cômputo da APP no cálculo do percentual da RL.

<sup>&</sup>lt;sup>3</sup>RL a restaurar equivale a RL já averbada, com compromisso de restauração.

<sup>&</sup>lt;sup>4</sup>Déficit de RL naquelas propriedades que tiveram déficit.

<sup>&</sup>lt;sup>5</sup>Excedente de RL naquelas propriedades que tiveram excedente.

outras palavras, esses são os locais em que foi indicado o uso alternativo do solo, alterando o uso de pecuária por uso florestal para exploração econômica, possibilitando, assim, diversificação e aumento da rentabilidade do imóvel. Outra alternativa é destinar essas áreas para recomposição e contribuir com o déficit de RL encontrado nos projetos. Caso esta última opção seja escolhida, o proprietário poderá explorar economicamente as áreas restauradas para RL, desde que utilize no mínimo 50% de espécies nativas.

As informações encontradas nos projetos citados indicam que há viabilidade em cumprir o código florestal (Lei nº 12.651/12), pois a porcentagem das áreas irregulares que deverão ser recompostas ou compensadas, dentro dos imóveis e nos projetos, são pequenas. A APP com obrigatoriedade de recomposição corresponde a apenas 2,47% da área total e o déficit de RL é de 3,98%, totalizando, assim 6,45% de situações irregulares que necessitam de recomposição ou compensação. Outro ponto interessante é a utilização do excedente de vegetação nativa além da RL e das áreas agrícolas de baixa aptidão agrícola, que, se utilizadas para reduzir o déficit de RL, seria de apenas 2,26% da área total. Ao mesmo tempo, os custos da restauração são relativamente baixos, se comparados aos rendimentos obtidos pela pecuária, desde que se tecnifique a área agrícola, intensificando a produção e aumentando os lucros. Essa adequação ambiental da atividade produtiva de pecuária de corte deveria ainda permitir a diferenciação dessa carne no mercado interno e externo por meio de mecanismos de certificação ambiental, demonstrando que essa carne foi produzida com sustentabilidade ambiental.

### 3.2. Metodologias usadas para restauração de Áreas de Preservação Permanente (APPs)

Nesta seção, apresentaremos as principais metodologias de conservação e restauração da biodiversidade na propriedade de pecuária de corte e as ações de implantação, manutenção e monitoramento dessas metodologias. Os métodos descritos podem ser implantados em diversas situações, contudo daremos enfoque naquelas mais comumente encontradas nas APPs, tais como vegetação nativa, pasto sujo, pasto limpo, subsolo exposto, entre outras.

Um ponto importante para salientar é que o proprietário pode escolher uma ou mais dessas metodologias e ações, e não necessariamente todas. É preciso realizar um diagnóstico prévio da área-alvo de restauração, identificando, assim, as características da situação atual a ser restaurada e as metodologias mais adequadas de restauração de cada uma dessas situações. Dessa forma, o proprietário poderá implantar ações que viabilizam essa metodologia de restauração, de forma a garantir o objetivo final, que é a floresta restaurada, com maior eficiência nas operações e menor custo.

Basicamente, esse diagnóstico consiste em identificar se há indivíduos nativos regenerantes na área-alvo de restauração – seja sementes, jovens e adultos –, a abundância deles, qual o estado de conservação do solo e a distância de remanescentes naturais, que podem contribuir com a chegada desses indivíduos nativos na área. Em casos de elevada regeneração natural (elevada resiliência local), pode-se optar simplesmente pela condução da regeneração natural e, em pouco tempo, a área já atinge o recobrimento esperado, concluindo, assim, a primeira fase da restauração (estruturação da primeira fisionomia florestal). Em outro exemplo, o nível de degradação é muito antigo e intenso, resultando na necessidade de implantar os indivíduos nativos na área, que não existem mais pela degradação histórica e atual, necessitando, dessa forma, de recobrimento artificial para estruturação da primeira fisionomia florestal, o que pode ser feito com plantio total de sementes ou mudas de espécies que promovem esse recobrimento em um curto espaço de tempo.

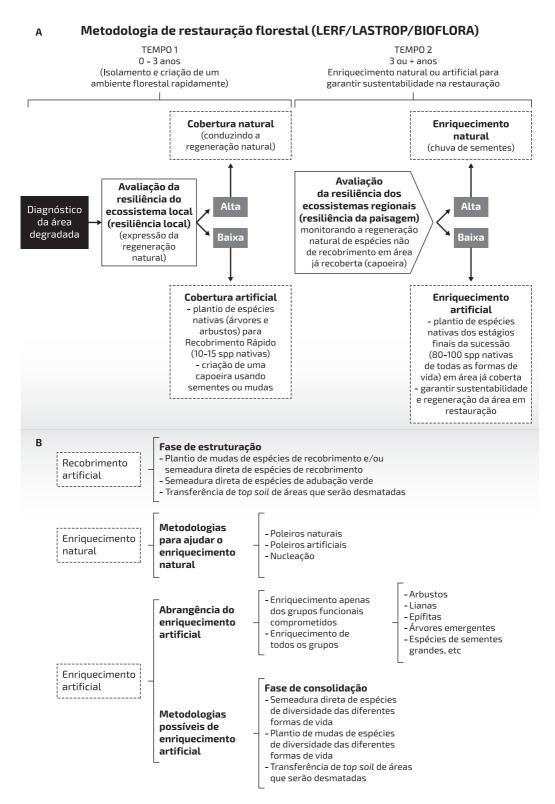


Figura 3. A) Fluxograma relacionando metodologias e ações de restauração com a presença ou não de regeneração natural; B) Detalhamento das ações de recobrimento artificial e enriquecimento natural e artificial. Fonte: Laboratório de Ecologia e Restauração Florestal 2015 (LERF/LCB/ESALQ/USP).

Tabela 5. Modelos de restauração recomendados para os projetos citados, considerando a paisagem, o uso do solo e a resiliência, com metodologia dividida em restauração ativa, restauração passiva e restauração mista.

	ıdadas	Adensamento e enriquecimento (restauração mista)	% da % (ha) área a ser área restaurada total	1,35 28,63 2,81 0,07	0,57 0,00 0,00 0,00 0,00	2,09 0,00 0,00 0,00	1,97 0,00 0,00 0,00
	ecomei	ıral iva)	% área n total	1,35	0,57	2,09	1,97
	Metodologias de restauração recomendadas	Condução da regeneração natural (restauração passiva)	% da % área a ser área restaurada total	53,62	22,61	21,43	32,93
	gias de re	Cc regen (restau	(ha)	545,40	1,94 15.838,02	108,15	4,00 1.139,56
	todolo	(a)	% área total	1,10	1,94	7,64	4,00
	Me	Plantio total (restauração ativa)	% da % área a ser área restaurada total	43,56	77,39	78,57	67,07
ção		Pl (resta	(ha)	443,08	54.197,01	396,41	2.321,09
Modelos de recuperação	Área total a	Área total a ser restaurada (APP e/ou RL) (ha)			70.035,03	504,57	3.461
Mode		Uso do solo		Pastagem extensiva	Pastagem extensiva	Eucalipto e pasto	Mista (pasto, eucalipto, agricultura)
		Paisagem		Florestada	Florestada	Florestada	Fragmentada
		Nº de Domínio Região UF Área (ha) propriedades	por programa	4	6.610	1	260
		Área (ha)		Juara MT 40.358,77	São Félix do Xingu PA 2.795.680,36	5.185,67	57.961,56
		UF		MT	PA	PA	BA
		Região		Juara	Amazônia São Félix do Xingu	Redenção PA	Mata Teixeira Atlântica de Freitas
		Domínio		Amazônia		Mata Atlântica	

Fonte: Laboratório de Ecologia e Restauração Florestal 2015 (LERF/LCB/ESALQ/USP).

O processo de restauração apresenta três fases distintas: a estruturação, a consolidação e a maturação (BRANCALION et al., 2015). A primeira consiste no recobrimento da área-alvo de restauração até que se atinja o primeiro estrato de floresta (capoeira). Esse recobrimento pode ser natural (regeneração natural) ou artificial (plantio de mudas ou sementes). Esse período tem início no tempo zero e se estende, em média, até três/quatro anos. A segunda fase, consolidação, é caracterizada pelo enriquecimento com espécies de diversidade nos locais em que a capoeira já está formada, e a área, coberta. A introdução das espécies de diversidade pode ser de duas maneiras: por meio do enriquecimento natural (propágulos de remanescentes naturais próximos) ou por enriquecimento artificial (plantio de espécies de diversidade) (Figura 3), realizado a partir dos dois anos da implantação da primeira fase de recobrimento. Essa fase dura até 15-25 anos. A terceira fase, chamada de maturação, é apenas a fase de acumulação natural de espécies, principalmente nas outras formas de vida, que não arbóreas.

As ações de restauração são aqui divididas em três classes: as ações ativas, que incluem os plantios total e escalonado; as ações passivas, nas quais a condução da regeneração natural é induzida; as ações mistas, que indicam o plantio de adensamento com plantios de enriquecimento, utilizando, assim, tanto a regeneração natural quanto os plantios (Tabela 5).

A seguir, serão descritas as ações de restauração ecológica recomendadas paras as possíveis situações encontradas em imóveis rurais da pecuária.

#### 4. ISOLAMENTO OU RETIRADA DOS FATORES DE DEGRADAÇÃO

Antes da implantação de qualquer ação de restauração, é preciso, inicialmente, identificar a existência de fatores de degradação. Caso existam, deve-se promover sua eliminação ou seu isolamento das áreas que serão recompostas. Dessa forma, evita-se o desperdício de esforços e de recursos (financeiros, mudas, mão de obra etc.), pois muitas das atividades executadas, antes ou mesmo durante a restauração ecológica, podem ser totalmente perdidas em função da possível continuidade desses fatores de degradação. Além disso, a partir desse isolamento, a vegetação nativa tem melhores condições para se desenvolver, aumentando a eficiência da restauração e, consequentemente, reduzindo os custos associados a essa atividade.

Geralmente, os fatores causadores de degradação ambiental são relacionados ao trânsito e pastoreio de animais, veículos, máquinas e implementos agrícolas. Há ainda aqueles relacionados à recorrência de incêndios, extração de madeira, caça, desmatamento, atividades de roçadas, deriva de herbicidas, barramento de cursos d'água, entre outros. Por se tratarem de fatores potencialmente danosos ao processo de restauração, sua retirada pode proporcionar um melhor desenvolvimento da floresta, garantindo bons resultados com custos menores.

São possíveis soluções para a retirada ou isolamento dos fatores de degradação:

- **Fogo**: eliminação da prática de queimada no imóvel e construção de aceiros no entorno dos fragmentos florestais e das áreas em processo de restauração;
- Gado: instalação de cercas no entorno dos fragmentos florestais e áreas em processo de recomposição. Vale destacar que a cerca deveria ser usada no processo de tecnificação da pecuária, por meio da implantação de piquetes de manejo do pasto e do gado, e não para cercar APP, pois, se tivermos pastos bons, não teremos pressão sobre as áreas naturais, já que o gado prefere gramíneas na alimentação em vez de espécies nativas, a não ser que não tenha do que se alimentar;
- **Limpeza de pasto:** a limpeza de pasto com roçada manual, mecanizada ou com aplicação de herbicida (local ou aérea) tem por objetivo retirar do pasto os regenerantes

naturais, que, na maioria das vezes, são espécies nativas que sobraram na área (no processo de preparo) ou chegaram como propágulos oriundos das florestas do entorno. Dessa forma, as áreas que se deseja recuperar (APP) não devem ser mais roçadas nem objeto de aplicação de herbicidas;

- Cultivos: atividades agrícolas que estão sendo realizadas na área a ser recuperada devem ser retiradas para permitir o desenvolvimento de vegetação nativa (recobrimento natural ou artificial);
- Descargas de enxurrada: as atividades agrícolas realizadas no entorno da área-alvo de restauração devem contar com eficiente planejamento e ações efetivas de conservação de solo, garantindo que esses processos erosivos não ocorram. Deve haver um planejamento da construção de terraços ou direcionamento das saídas de água, de acordo com a necessidade, de forma que a enxurrada interceptada não seja conduzida para o interior de fragmentos florestais e das áreas em processo de restauração, mas que seja acumulada no próprio solo e eliminada por infiltração;
- Barramento de cursos d'água: melhorar o planejamento do cruzamento de cursos d'água por estradas e carreadores, instalando tubos de drenagem com posicionamento e dimensões adequadas para que a água não se acumule a montante do curso d'água e cause degradação com o represamento, formando os chamados "paliteiros". Ressalta-se que os barramentos ou represamentos dependem de licença ambiental;

**Extração seletiva de madeira, caça e pesca predatória**: são atividades comumente realizadas em fragmentos florestais e mesmo em áreas em processo de recuperação. Podem, contudo, desequilibrar a fauna e flora locais.

As formas mais tradicionais de promover o isolamento de áreas de restauração ecológica sujeitas ao uso indevido e ao trânsito e pastoreio de animais ou incêndios são por meio do uso de cercas ou da implantação de aceiros (Figura 4).

É fundamental a demarcação das APPs que serão recompostas (Figura 5), de forma que seus limites figuem bastante nítidos e impeçam as atividades agrícolas nessas áreas.



Figura 4. Área de preservação permanente (APP) isolada do gado por meio do uso de cerca, destacando que essa cerca deve ser parte da tecnificação da pecuária e não do isolamento da APP. Fonte: Laboratório de Ecologia e Restauração Florestal (LERF/LCB/ESALQ/USP).



Figura 5. Demarcação de área de preservação permanente (APP) (margem de reservatório artificial) com uso de trena. Fonte: Laboratório de Ecologia e Restauração Florestal (LERF/LCB/ESALQ/USP).

# 5. EXPRESSÃO DO POTENCIAL DE RESILIÊNCIA E CONDUÇÃO DA REGENERAÇÃO NATURAL (RESILIÊNCIA LOCAL E DE PAISAGEM)

A regeneração natural consiste em todo e qualquer tipo de ocorrência de espécie vegetal nativa (ervas, arbustos, palmeiras, árvores) que se estabeleceu **naturalmente** nas áreas de restauração ecológica. A presença desses regenerantes representa grande importância para o projeto de restauração, visto que, quanto maior a sua presença, menor é a necessidade de introdução de indivíduos (mudas, sementes) na área a ser restaurada. Adicionalmente, a regeneração natural permite também a chegada de outras formas de vida vegetal normalmente não introduzidas como mudas ou sementes nas ações de restauração, por exemplo, arbustos, ervas e palmeiras, que são de elevada importância para acelerar o desenvolvimento da área em processo de restauração e reduzir custos de manutenção.

A presença ou não da regeneração natural e o grau de sua expressão dependem de fatores locais, como o nível de degradação do solo e do banco de sementes local, (resiliência local), proximidade com remanescentes naturais de vegetação, existência de fluxo de propágulos entre esses remanescentes e área a ser restaurada (resiliência da paisagem). Em situações em que ocorre esse fluxo, a chegada e o estabelecimento de espécies de recobrimento rápido, de adensamento do maciço vegetal ou do seu enriquecimento, com espécies de ciclo mais longo, tornam-se muito mais factíveis em curto prazo, dispensando a adoção de ações artificiais de introdução dessas espécies. Todavia, em situações de maior isolamento e fragmentação florestal, o fluxo de propágulos torna-se muito menos provável, exigindo a adoção de intervenções artificiais.

A condução da regeneração natural é feita por meio do coroamento e limpeza periódica no entorno dos indivíduos regenerantes (plântulas e indivíduos jovens) ou pelo controle das gramíneas e das espécies arbóreas exóticas invasoras presentes por toda a área. Essas ações são feitas com objetivo de reduzir a competição das nativas com as gramíneas exóticas africanas, pois estas restringem o estabelecimento e o desenvolvimento das nativas. Outra ação recomendável que tem resultado na melhoria do desenvolvimento da regeneração natural diz respeito à fertilização dos regenerantes, que propicia melhor desenvolvimento dos indivíduos arbóreos e cobertura da área em menor tempo (RODRIGUES et al., 2007).

Por aproveitar os indivíduos jovens preexistentes na área a ser restaurada, a condução da regeneração contribui bastante para a redução de custos, possibilitando ainda a preservação das espécies já adaptadas regionalmente e o incremento da diversidade de espécies e de formas de vida (espécies herbáceas, arbustivo-arbóreas, trepadeiras e palmeiras). Como resultado, é possível obter a floresta restaurada rapidamente, favorecendo o restabelecimento precoce de importantes processos ecológicos.

#### 6. RECOBRIMENTO INICIAL DA ÁREA A SER RESTAURADA: FASE DE ESTRUTURAÇÃO

Na linha do tempo da sucessão ecológica pretendida pela restauração, a fase de recobrimento representa a fase de estruturação da floresta, ou seja, objetiva-se promover o recobrimento do solo pelas copas das árvores de espécies iniciais da sucessão, formando, assim, uma fisionomia florestal semelhante a uma capoeira. Nessa fase, a presença de espécies do grupo de diversidade ou dos grupos mais finais da sucessão ecológica não se faz muito importante, visto que o objetivo é a formação de uma estrutura florestal, visando à redução da competição com espécies exóticas invasoras (como as gramíneas e outras) e, consequentemente, dos custos da restauração. Além disso, também é facilitada a formação de um ambiente adequado, com diferentes níveis de sombreamento, redução da temperatura e aumento da umidade

no nível do solo, para o estabelecimento dos demais grupos de espécies e de outras formas de vida vegetal.

Diante disso, dependendo do nível de expressão da vegetação regenerante, o restaurador deve escolher a metodologia mais adequada de acordo com o potencial de resiliência observado:

• Recobrimento natural (áreas com resiliência local): nas áreas com potencial de resiliência ou recuperação natural da vegetação nativa, espera-se que haja o estabelecimento de uma vegetação caracterizada pelo recobrimento do solo, oferecendo uma primeira estrutura florestal de forma integral ou parcial na área-alvo. Ressalta-se que essa vegetação só se manifestará nas áreas em que o isolamento dos fatores de degradação tenha sido realizado de maneira correta e eficiente.

Na maioria das vezes, essa regeneração natural não acontece de forma regular ou com a densidade adequada para formar uma capoeira homogênea em toda a área. Nesse caso, será necessário usar a técnica de adensamento (Figura 6) com espécies do grupo chamado de recobrimento.

Caso seja constatada que a área a ser restaurada apresente uma boa cobertura do solo com boas condições de sombreamento, não é necessária a introdução de mudas ou sementes do grupo de recobrimento (descritas a seguir).

Entende-se por **plantio de adensamento** o plantio de mudas ou sementes de espécies de recobrimento nos espaços não reocupados naturalmente pela regeneração natural. Esse procedimento é recomendado em locais em que alternam boa presença de regeneração natural com locais falhos, com baixa densidade de vegetação arbustivo-arbórea (Figura 6), ou em áreas de borda de fragmentos, visando controlar a expansão de espécies invasoras e em desequilíbrio, e criar um ambiente adequado para o desenvolvimento das espécies finais por meio do sombreamento. Os espaçamentos usualmente recomendados nesse método de adensamento são 3,0 x 2,0 m ou 3,0 x 3,0 m, apenas nos espaços não naturalmente regenerados, caso existam.

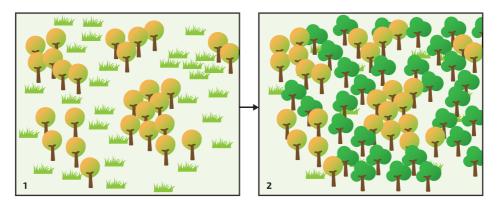


Figura 6. Representação esquemática de um plantio de adensamento em área com regeneração natural, com introdução de mudas de espécies do grupo de recobrimento usando espaçamento 3,0 x 3,0 m. Fonte: Laboratório de Ecologia e Restauração Florestal (LERF/LCB/ESALQ/USP).

- Recobrimento artificial (áreas sem resiliência local): nas áreas em que não há expressão da vegetação regenerante, deve-se adotar a etapa de implantação de espécies do grupo de recobrimento, constituído por espécies que possuem rápido crescimento e formação de copa densa e ampla, representando uma boa capacidade sombreadora da área a ser ocupada. São capazes de proporcionar rápido fechamento da área, impedindo a invasão por espécies competidoras, como gramíneas exóticas e lianas agressivas. Para uma espécie pertencer a esse grupo, ela deve ter como características, além do rápido crescimento, a capacidade de formar copa densa e ampla, sendo, assim, uma eficiente sombreadora do solo (Nave, 2005; RODRIGUES et al., 2009). Outras características desejáveis para as espécies do grupo de recobrimento são: a) que sejam espécies atrativas da fauna, favorecendo, assim, a chegada de propágulos; b) que possuam florescimento e produção precoce de sementes, favorecendo o aporte de propágulos de espécies nativas agressivas na área. Desse modo, no tempo zero da restauração de áreas sem resiliência local, serão implantadas apenas indivíduos das espécies de recobrimento no espaçamento de 2,0 x 2,0 m ou 2,0 x 3,0 m ou 3,0 x 3,0 m, dependendo da dificuldade de mecanização da área e da infestação de gramíneas exóticas agressivas, buscando garantir o recobrimento eficiente da área em um curto espaço de tempo. A metodologia de plantio de mudas de recobrimento pode estar integrada ao plantio de espécies de adubo verde, o qual deve acontecer nas entrelinhas do recobrimento por meio de semeadura direta. O adubo verde tem como principal função controlar a infestação de gramíneas agressivas durante os primeiros meses após a implantação do projeto, função essa substituída pelas espécies de recobrimento a partir do primeiro ano de plantio. Desse modo, o adubo verde irá criar um ambiente adequado para o desenvolvimento das espécies de recobrimento, promovendo o rápido e o efetivo sombreamento da área de plantio logo no primeiro ano, o que irá reduzir os custos com a manutenção de gramíneas invasoras. Essa adubação verde vai sendo, gradativamente, eliminada da área, com o sombreamento gradual da área pelas espécies de recobrimento. Portanto o requisito para a escolha das espécies de adubação verde, na maioria, exóticas, é que elas não sejam resistentes ao sombreamento, exatamente para saírem do sistema com o sucesso do recobrimento da área pelas espécies nativas de recobrimento. Essas ações reduzem muito o custo da restauração, pois serão realizadas poucas ações de controle de competidores ao longo dos primeiros anos de plantio. Caso o uso de adubação verde seja a opção do restaurador no processo de recobrimento, a metodologia de semeadura e/ou plantio escalonado deve seguir as orientações recomendadas a seguir:
  - Utilização do adubo verde: Antes mesmo da implantação das espécies do grupo de recobrimento, indica-se a semeadura do mix de espécies de adubo verde e de arbustos nativos em todas as linhas de plantio e também nas entrelinhas, com o espaçamento de 1,0 m entre as linhas. O espaçamento do grupo de recobrimento será de 3,0 x 3,0 m, gerando cerca de 1.111 indivíduos do grupo de recobrimento por hectare (Figura 7). Esse espaçamento possibilita um maior e mais rápido sombreamento do solo, diminuindo os gastos com a manutenção e com o controle de competidores (Figura 8).

O ideal é que as espécies de recobrimento sejam plantadas quando a adubação verde estiver com cerca de 50 cm de altura.

A maior parte das espécies escolhidas de adubo verde tem o ciclo de vida curto. Entre o primeiro e quarto ano já apresentam senescência (morte), cedendo espaço às espécies de recobrimento que irão sombrear a área (Figura 9).

#### Módulo de implantação do Grupo Recobrimento e Adubo Verde

Tempo = 0 (implantação através da semeadura do grupo de Recobrimento e Adubo Verde)

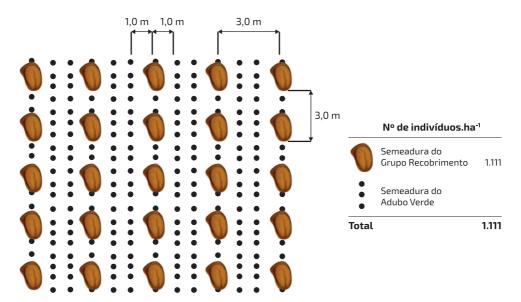


Figura 7. Implantação por meio de semeadura direta, do adubo verde e do grupo de recobrimento por semeadura direta (tempo zero). Fonte: Laboratório de Ecologia e Restauração Florestal (LERF/LCB/ESALQ/USP).



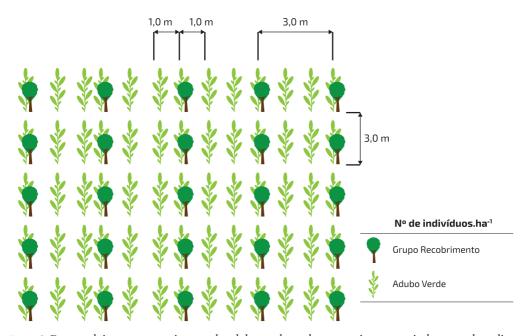


Figura 8. Desenvolvimento e crescimento do adubo verde e arbustos nativos, a partir de semeadura direta, com a função de recobrir rapidamente a área de restauração. Fonte: Laboratório de Ecologia e Restauração Florestal (LERF/LCB/ESALQ/USP).

#### Senescência das espécies de Adubo Verde e crescimento do Grupo de Recobrimento

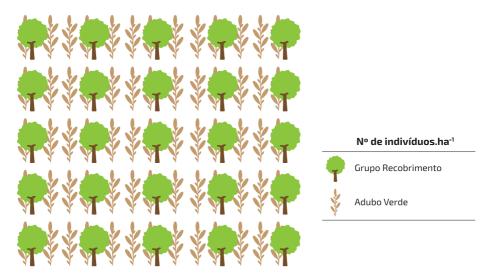


Figura 9. Senescência (morte) das espécies de adubo verde com o sombreamento, cedendo lugar para as espécies do grupo de recobrimento, que agora farão a função de sombrear o solo. Fonte: Laboratório de Ecologia e Restauração Florestal (LERF/LCB/ESALQ/USP).

#### 7. ENRIQUECIMENTO DA ÁREA RECOBERTA: FASE DE CONSOLIDAÇÃO

Partindo de uma estrutura florestal já estabelecida (pela fase da estruturação), torna-se necessário garantir o enriquecimento da área em processo de restauração com a introdução de novas espécies, de diferentes grupos funcionais, o que garante a perpetuação da área em restauração. O enriquecimento pode ocorrer naturalmente (áreas com resiliência de paisagem) ou artificialmente (áreas sem resiliência de paisagem) com o plantio de espécies do grupo de diversidade, por meio de sementes ou mudas. O grupo de diversidade é composto pelas espécies que não possuem rápido crescimento e/ou boa cobertura de copa, mas são fundamentais para garantir a perpetuação da área plantada, já que é esse grupo que vai gradualmente substituir o grupo de recobrimento quando este entrar em senescência (morte), ocupando definitivamente a área. Incluem-se no grupo de diversidade todas as demais espécies regionais não pertencentes ao grupo de recobrimento, inclusive as espécies pioneiras que não são boas de recobrimento no curto tempo, mas que exercem outras função além do recobrimento, por exemplo, as embaúbas, que recobrem pouco, mas são excelentes atrativas da fauna, e as espécies de outras formas de vida que não as arbóreas, como as arvoretas, os arbustos etc. Essas espécies apresentam crescimento lento e/ou reduzida cobertura de copa, porém são fundamentais para a perpetuação da floresta a ser restabelecida.

O enriquecimento representa a segunda fase da restauração florestal e é responsável pelo início da **fase de consolidação** da floresta. Essa fase é representada pela introdução e desenvolvimento das espécies do grupo da diversidade, pela gradual troca de espécies que compõem o dossel florestal inicial (espécies de recobrimento) por espécies da diversidade. Assim, garante-se a sobrevivência do ambiente florestal por um período suficientemente longo para permitir a continuidade do processo de restauração, resultando na garantia da sustentabilidade da floresta e do próprio processo de restauração ecológica.

Vale ressaltar que, em função da intensa fragmentação florestal observada em algumas regiões do país, com destaque para a Mata Atlântica, o enriquecimento de áreas em restauração vigora como uma etapa obrigatória desse processo, segundo as recomendações técnicas regionais, merecendo atenção do proprietário rural quanto ao seu cumprimento. Dessa maneira, o enriquecimento deve ser orientado pelo monitoramento da área em restauração.

O enriquecimento poderá ocorrer de duas maneiras, dependendo do potencial de resiliência e das características observadas na área em processo de restauração:

- Enriquecimento natural (área com resiliência de paisagem): o enriquecimento natural ocorre quando a área apresenta um elevado potencial de resiliência e permite a entrada e o estabelecimento de propágulos de espécies dos grupos finais da sucessão ecológica, reduzindo a necessidade de introdução de mudas desses grupos na fase de enriquecimento. Esse potencial de resiliência pode ser ainda maior quando, na fase de estruturação, são utilizadas espécies nativas regionais e atrativas de fauna, o que estimula a dispersão de sementes de diversos grupos funcionais.
  - Vale lembrar que, conforme mencionado, a realização do enriquecimento é uma ação fortemente recomendada em regiões em que a vegetação nativa está fragmentada. Mesmo que haja a presença de indivíduos de espécies do grupo de diversidade naturalmente estabelecidos na área, é possível que seja necessária a introdução de outros indivíduos desse grupo, de acordo com as necessidades apresentadas pelo monitoramento, devendo-se incluir o maior número de grupos funcionais possíveis;
- Enriquecimento artificial (áreas sem resiliência de paisagem): o enriquecimento artificial deve ser realizado quando há a necessidade de introdução de espécies do grupo de diversidade nas áreas de restauração. As formas mais comumente utilizadas nesses plantios consistem na introdução de mudas ou sementes de espécies regionais dos estágios avançados de sucessão ecológica.
  - O plantio de enriquecimento pode ter como vantagem o aproveitamento da regeneração natural local tal qual descrito nas seções anteriores. Em decorrência de haver a presença de vegetação, com formação de dossel, o espaçamento de plantio tende a ser mais amplo, podendo ser utilizado o exemplo de 6,0 x 3,0 m nas entrelinhas dos indivíduos do grupo de recobrimento, o que somaria uma média de 555 indivíduos por hectare. No entanto, para um melhor cálculo do número final de indivíduos do grupo de diversidade e do espaçamento adequado, algumas características locais, como a presença de regenerantes ou de florestas conservadas nas proximidades, deverão ser observadas e avaliadas antes da tomada de decisão. A Figura 10 ilustra o adensamento e o enriquecimento em uma área com presença de regeneração natural, e a Figura 11 mostra o enriquecimento em uma área de recobrimento artificial.

A dispensa do enriquecimento com espécies de diversidade no segundo ano só será possível se o monitoramento da área em processo de restauração apontar claramente a ocorrência de enriquecimento natural pela dispersão de espécies que se encontram nas florestas mais conservadas no entorno.

Para que uma metodologia de restauração seja adequada, é necessário garantir a estruturação da floresta no menor tempo possível e a substituição gradual das espécies de recobrimento por espécies dos estágios mais avançados de sucessão. Desse modo, promovem-se a restauração ecológica e a perpetuação da floresta ao longo do tempo. Por isso a necessidade de a restauração ser feita com elevada diversidade de espécies nativas regionais, garantindo o sucesso dessa iniciativa e a redução dos custos de manutenção.

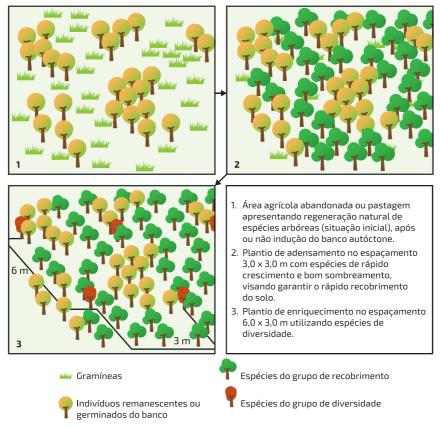


Figura 10. Representação esquemática de um plantio de adensamento (1 e 2) e de enriquecimento (3) em área recoberta, com introdução de mudas de espécies do grupo de diversidade, usando espaçamento 6,0 x 3,0 m. Nesse caso, o recobrimento da área teria sido realizado pelo plantio de mudas em espaçamento 3,0 x 3,0 m. Fonte: Laboratório de Ecologia e Restauração Florestal (LERF/LCB/ESALQ/USP).

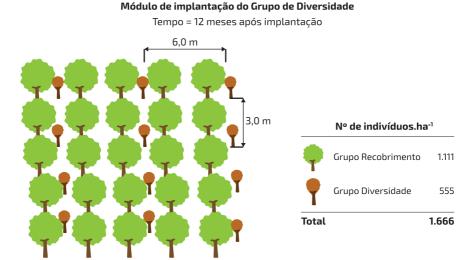


Figura 11. Plantio de mudas de enriquecimento artificial, com o grupo de diversidade (máximo de espécies e formas de vida nativas regionais possíveis) no tempo de 12 meses após a implantação da semeadura direta, em espaçamento de 6,0 x 3,0m. Fonte: Laboratório de Ecologia e Restauração Florestal (LERF/LCB/ESALQ/USP).

# 8. MÉTODO ALTERNATIVO: RECOBRIMENTO E ENRIQUECIMENTO EM ÁREA ABERTA (FASES DE ESTRUTURAÇÃO E CONSOLIDAÇÃO IMPLANTADAS SIMULTANEAMENTE)

Divergindo dos métodos apresentados nas seções anteriores, o modelo de restauração florestal, já incluindo a fase de enriquecimento e de recobrimento, na área ainda aberta, sem cobertura florestal inicial, corresponde ao modelo mais tradicional e recorrente nos projetos de restauração ecológica nos últimos anos. Esse modelo consiste na implantação total da área com a introdução simultânea de indivíduos de ambos os grupos ecológicos, o de recobrimento e o de diversidade. Esse método é mais sujeito a insucessos, já que coloca as espécies da diversidade em um ambiente aberto, normalmente mais hostil e sujeito à competição forte com gramíneas exóticas agressivas e, portanto, sujeitas à maior mortalidade.

Nesse sentido, essa metodologia é possível de sucesso, mas é preciso que a área seja muito bem conduzida nas fases iniciais, até garantir o seu sombreamento total, o que resulta em maior custo. Nessa metodologia, o plantio total é realizado combinações de espécies com características de crescimento diferentes. Essa prática compõe unidades sucessionais que resultam em uma gradual substituição de espécies dos diferentes grupos ecológicos no tempo, caracterizando o processo de sucessão. Para facilitar essa combinação das espécies com diferentes comportamentos ecológicos, é recomendado o uso de linhas de plantio alternando os dois grupos de espécies (recobrimento e diversidade).

Com esses dois grupos ecológicos estabelecidos, a distribuição das plantas dentro das linhas de plantio é sempre alternada entre uma muda de recobrimento e uma muda de diversidade (Figura 12). Como prática de campo, pode-se iniciar o plantio apenas com as mudas de um grupo, plantando em um berço e pulando o outro. Terminado o plantio do primeiro grupo (recobrimento ou diversidade), inicia-se o plantio das mudas do outro grupo, preenchendo os berços que ficaram sem plantas. Sempre que possível, recomenda-se

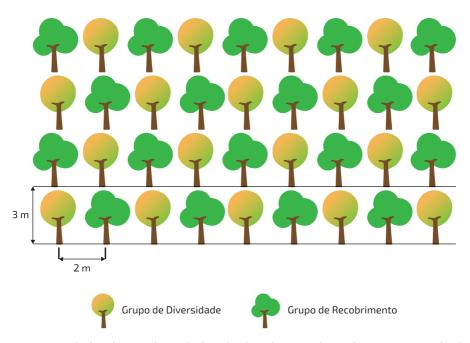


Figura 12. Esquema de distribuição alternada de indivíduos do grupo de recobrimento com indivíduos do grupo de diversidade nas linhas de plantio, no espaçamento de 3 x 2. Fonte: Laboratório de Ecologia e Restauração Florestal (LERF/LCB/ESALQ/USP).

o plantio em sistema de cultivo mínimo, ou seja, em linha, o que facilita o controle de competidores e minimiza os riscos de processos erosivos e os custos de implantação.

Esses plantios, geralmente, apresentam espaçamento de 3,0 m entre linhas e 2,0 m entre plantas. Sua implantação obedece ao padrão de florestas conservadas, aumentando as chances de sustentabilidade do reflorestamento por processos de interação biótica. Plantios realizados com esse espaçamento geram uma densidade de 1.666 indivíduos/ha.

Esse modelo de implantação é uma alternativa para o produtor rural que deseja acelerar a dinâmica da restauração ecológica em sua propriedade ou posse rural. Contudo, pode-se considerar que, do ponto de vista ecológico e econômico, esse sistema de restauração é menos vantajoso que o modelo baseado na fase de recobrimento, com posterior implantação da fase de enriquecimento sob a área já recoberta pelo recobrimento, visto que apresenta uma menor probabilidade de sucesso ecológico e uma maior necessidade de manutenções, o que eleva os custos da restauração.

#### CONCLUSÕES

Conforme os resultados exibidos na seção "Adequação Ambiental", é possível realizar um planejamento ambiental e agrícola dos imóveis rurais, quantificando os passivos ambientais presentes nas APPs e RLs, em concordância com o Código Florestal (Lei nº 12.651/2012). Outro ponto importante analisado foi que o passivo ambiental encontrado nos projetos citados apresentou pequena porcentagem de área em relação à área total dos projetos, indicando que é viável que as propriedades rurais de pecuária se regularizem ambientalmente, pois os passivos ambientais não comprometem economicamente a atividade. É conveniente reforçar que os projetos avaliados aqui representam uma pequena porção dos domínios Mata Atlântica e Amazônia, porém estão bem distribuídos e são um bom indicador da realidade dessas regiões.

A adequação ambiental e agrícola é uma importante ferramenta de gestão dos imóveis rurais, exibindo os passivos ambientais e definindo as melhores metodologias de restauração de cada uma das situações de irregularidade. Além do passivo ambiental, a adequação ambiental e agrícola indica as áreas agrícolas de baixa aptidão para que possam ser convertidas em outros usos, permitindo diversificação da produção e maior retorno econômico, já que a pecuária nessas áreas é, geralmente, de baixa produtividade. Ao mesmo tempo, aponta para a necessidade de tecnificação da área agrícola de alta aptidão das propriedades rurais de pecuária, contribuindo para um aumento considerável na produtividade e para a sustentabilidade econômica da propriedade. Dessa forma, integram-se a restauração e a conservação do meio ambiente com a proteção das APPs e RLs, além de se intensificar a produtividade nas áreas agrícolas com a tecnificação da produção. Concluímos ainda a necessidade urgente de certificação da atividade de pecuária para diferenciar os produtos que contribuem com os serviços ambientais daqueles que só prejudicam esses serviços.

#### 10. REFERÊNCIAS

BRANCALION, P.H.S.; GANDOLFI, S.; RODRIGUES. R.R. Restauração florestal, Editora Oficina de Textos, 426pp. 2015.

BRASIL. Lei nº 12.651, de 25 de maio de 2012. Dispõe sobre a proteção da vegetação nativa; altera as Leis nºs 6.938, de 31 de agosto de 1981, 9.393, de 19 de dezembro de 1996, e 11.428, de 22 de dezembro de 2006; revoga as Leis nºs 4.771, de 15 de setembro de 1965, e 7.754, de 14 de abril de 1989, e a Medida Provisória nº 2.166-67, de 24 de agosto de 2001; e dá outras providências. *Diário Oficial [da] União*, Brasília, DF, 28 maio 2012a.

- Lei nº 12727, de 17 de outubro de 2012. Altera a Lei nº 12.651, de 25 de maio de 2012, que dispõe sobre a proteção da vegetação nativa; altera as Leis nºs 6.938, de 31 de agosto de 1981, 9.393, de 19 de dezembro de 1996, e 11.428, de 22 de dezembro de 2006; e revoga as Leis nºs 4.771, de 15 de setembro de 1965, e 7.754, de 14 de abril de 1989, a Medida Provisória nº 2.166-67, de 24 de agosto de 2001, o item 22 do inciso II do art. 167 da Lei nº 6.015, de 31 de dezembro de 1973, e o § 2º do art. 4º da Lei nº 12.651, de 25 de maio de 2012. Diário Oficial [da] União, Brasília, DF, 18 out. 2012b.
- GLOBO RURAL. *Projeto combina pecuária moderna com preservação da Floresta Amazônica*. 9 nov. 2014. Disponível em: <a href="http://globotv.globo.com/rede-globo/globo-rural/t/especial-de-domingo/v/projeto-combina-pecuaria-moderna-com-preservação-da-floresta-amazonica/3751278/">http://globotv.globo.com/rede-globo/globo-rural/t/especial-de-domingo/v/projeto-combina-pecuaria-moderna-com-preservação-da-floresta-amazonica/3751278/</a>. Acesso em: 15 fev. 2016.
- . Criadores do PA aliam produtividade com preservação de áreas de reserva. 9 nov. 2014. Disponível em: <a href="http://globotv.globo.com/rede-globo/globo-rural/t/especial-de-domingo/v/criadores-do-pa-aliam-produtividade-com-preservacao-de-areas-de-reserva/3751312/">http://globotv.globo.com/rede-globo/globo-rural/t/especial-de-domingo/v/criadores-do-pa-aliam-produtividade-com-preservacao-de-areas-de-reserva/3751312/</a>. Acesso em 15 fev. 2016.
- LATAWIEC, A.E. et al. Creating space for large-scale restoration in tropical agricultural landscapes. *Front. Ecol. Environ.*, v. 13, n. 4, p. 211-218, 2015.
- NAVE, A.G. Banco de sementes autóctone, resgate de plantas e plantio de vegetação nativa na Fazenda Intermontes, Município de Ribeirão Grande, SP. 2005. 218p. Tese (Doutorado em Recursos Florestais) Escola Superior de Agricultura "Luiz de Queiroz", Piracicaba, 2005.
- REVISTA GLOBO RURAL. Fazendas verdes saem do vermelho. Editora Globo, Rio de Janeiro, 1 nov. 2014. Disponível em: <a href="http://www.noticiahoje.com.br/NoticiaImpresso.aspx?ID=18199764.125040.305352">http://www.noticiahoje.com.br/NoticiaImpresso.aspx?ID=18199764.125040.305352</a>. Acesso em 15 fev. 2016.
- RODRIGUES, R.R. et al. Atividades de adequação ambiental e restauração florestal do LERF/ESALQ/USP. *Pesq. Flor. Bras.*, Colombo, n. 55, p. 7-21, jul./dez. 2007.
- SILVA, D.S; BARRETO, P. O aumento da produtividade e lucratividade da pecuária bovina na Amazônia: o caso do Projeto Pecuária Verde em Paragominas. Belém, PA: IMAZON, 2014. Disponível em: <a href="http://imazon.org.br/PDFimazon/Portugues/livros/Lucratividade\_Pecuaria\_Verde.pdf">http://imazon.org.br/PDFimazon/Portugues/livros/Lucratividade\_Pecuaria\_Verde.pdf</a>. Acesso em: 15 fev. 2016.
- SILVA, J.A.A. et al. *O código florestal e a ciência*: contribuições para o diálogo. São Paulo: Sociedade Brasileira para o Progresso da Ciência (SBPC)/Academia Brasileira de Ciências (ABC), 2011. v. 1.
- SINDICATO DOS PRODUTORES RURAIS DE PARAGOMINAS. *Pecuária verde*: produtividade, legalidade e bem-estar na fazenda. Paragominas: SPRP, 2014. Disponível em: <a href="http://media.wix.com/ugd/1b9cbl4400a5e3ba99430d8b763f57d4714426.pdf">http://media.wix.com/ugd/1b9cbl4400a5e3ba99430d8b763f57d4714426.pdf</a>. Acesso em: 15 fev. 2016.
- SPRP Sindicato dos Proprietários Rurais de Paragominas. Disponível em: <a href="http://www.sprparagominas.com.br/">http://www.sprparagominas.com.br/</a>, Acesso em: 15 fev. 2016.
- STRASSBURG, B.B.N. et al. When enough should be enough: Improving the use of current agricultural lands could meet production demands and spare natural habitats in Brazil. *Global Environmental Change*, v. 28, p. 84-97, 2014.
- TAMBOSI, L.R.; SILVA, M.M.; RODRIGUES, R.R. Adequação ambiental de propriedades rurais e priorização da restauração florestal para otimizar ganho de conectividade da paisagem. In: PAESE, A. et al (Orgs.). *Conservação da biodiversidade com SIG.* 1 ed. São Paulo: Oficina de Textos, 2012. p. 24-39.
- VIDAL, C.I. et al. Adequação ambiental de propriedades rurais e restauração florestal: 14 anos de experiência e novas perspectivas In: SAMBUICHI, R.H.R. et al. (Orgs.). *Políticas agroambientais e sustentabilidade*: desafios, oportunidades e lições aprendidas. 1. ed. Brasília: Instituto de Pesquisa Econômica Aplicada, 2014. v. 1, p. 125-148.
- Biodiversity conservation and ecological restoration in highly-modified landscapes. In: GHELER-COSTA, C; LYRA-JORGE, M.C.; VERDADE. (Eds.). *Biodiversity of agricultural landscapes of southeastern Brasil.* 2015 (no prelo).





#### **APOIO**









Ministério da
Agricultura, Pecuária
e Abastecimento



