ESTHER RAMALHO AFONSO

**Impacto de estratégias nutricionais no custo do manejo dos dejetos de
suínos**

Pirassununga

2015

ESTHER RAMALHO AFONSO

Impacto de estratégias nutricionais no custo do manejo dos dejetos de suínos

Tese apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Nutrição e Produção Animal da Faculdade de Medicina Veterinária e Zootecnia da Universidade de São Paulo para obtenção do título de Doutor em Ciências

Departamento:

Nutrição e Produção Animal

Área de concentração:

Nutrição e Produção Animal

Orientador:

Prof. Dr. Augusto Hauber Gameiro

De acordo: _____

Orientador

Pirassununga

2015

Nº CLASSIFICAÇÃO
Nº TOMBO 034080

Obs: A versão original se encontra disponível na Biblioteca da FMVZ/USP

Autorizo a reprodução parcial ou total desta obra, para fins acadêmicos, desde que citada a fonte.

DADOS INTERNACIONAIS DE CATALOGAÇÃO-NA-PUBLICAÇÃO

(Biblioteca Virginie Buff D'Ápice da Faculdade de Medicina Veterinária e Zootecnia da
Universidade de São Paulo)

T.3145 Afonso, Esther Ramalho
FMVZ Impacto de estratégias nutricionais no custo do manejo dos dejetos de suínos / Esther Ramalho
Afonso. -- 2015.
205 f. : il. ; 1 CD-ROM

Tese (Doutorado) - Universidade de São Paulo. Faculdade de Medicina Veterinária e Zootecnia.
Departamento de Nutrição e Produção Animal, Pirassununga, 2015.

Programa de Pós-Graduação: Nutrição e Produção Animal.

Área de concentração: Nutrição e Produção Animal.

Orientador: Prof. Dr. Augusto Hauber Gameiro.

1. Estratégia nutricional. 2. Fitase. 3. Mineral orgânico. 4. Mineral inorgânico. 5. Leitões. I. Título.

FACULDADE DE MEDICINA VETERINÁRIA E ZOOTECNIA

UNIVERSIDADE DE SÃO PAULO

Comissão de Ética no Uso de Animais

São Paulo, 30 de outubro de 2014

CERTIFICADO

Certificamos que o Projeto intitulado "Impacto de Estratégias Nutricionais no Custo do Manejo dos Dejetos de Suínos", protocolado sob o CEUA nº 6642031213, sob a responsabilidade de Augusto Hauber Gameiro, foi aprovado na reunião de 16/01/2014, e está de acordo com os princípios éticos da Comissão de Ética no Uso de Animais da Faculdade de Medicina Veterinária e Zootecnia da Universidade de São Paulo.

We certify that the Research "", protocol number CEUA 6642031213, under the responsibility Augusto Hauber Gameiro, was approved in the meeting of day 01/16/2014, and agree with Ethical Principles adopted by Ethic Committee on Animal Use of the School of Veterinary Medicine and Animal Science of the University of São Paulo.

Atenciosamente,

Profa. Dra. Denise Tabacchi Fantoni
Presidente da Comissão de Ética no Uso de Animais
Faculdade de Medicina Veterinária e Zootecnia
Universidade de São Paulo

FOLHA DE AVALIAÇÃO

Nome: AFONSO, Esther Ramalho

Título: **Impacto de estratégias nutricionais no custo do manejo dos dejetos de suínos**

Tese apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Nutrição e Produção Animal da Faculdade de Medicina Veterinária e Zootecnia da Universidade de São Paulo para obtenção do título de Doutor em Ciências

Data: ____/____/____

Banca Examinadora

Prof. Dr.: _____

Instituição: _____ Julgamento: _____

Prof. Dr.: _____

Instituição: _____ Julgamento: _____

Prof. Dr.: _____

Instituição: _____ Julgamento: _____

Prof. Dr.: _____

Instituição: _____ Julgamento: _____

Prof. Dr.: _____

Instituição: _____ Julgamento: _____

Aos meus pais, João e Marisa, minha irmã Rachel e Bruno, sem vocês eu não estaria aqui
A minha Tia Rita (in memoriam) sempre olhando por mim

Dedico

Agradecimentos

Primeiramente a Deus pelas oportunidades que me foram dadas.

A minha família, em especial, os meus pais, João e Marisa, pelo amor incondicional, incentivo nos momentos cruciais e que permitiram que todos os meus sonhos fossem realizados.

À minha irmã Rachel por acreditar nas minhas escolhas.

Ao meu noivo Bruno, meu amor, por ter feito parte de todos os momentos dessa caminhada, me apoiando, incentivando e aconselhando. A nossa Stella Artois que permaneceu ao meu lado durante toda elaboração desta tese.

Ao meu orientador Prof. Dr. Augusto Hauber Gameiro por ter acreditado em minha capacidade, pelos ensinamentos constantes, pela paciência e amizade.

Ao meu coorientador Julio Cesar Pascale Palhares e a EMBRAPA Suínos e Aves pelos ensinamentos e por terem me dado à oportunidade de desenvolver esta tese.

À Fundação de Amparo a Pesquisa do Estado de São Paulo (FAPESP), pela bolsa durante minha permanência no Doutorado, que me proporcionou condições para viagens e pesquisas necessárias a este estudo.

À Universidade de São Paulo, especialmente ao Departamento de Nutrição e Produção animal, que permitiu que eu realizasse meu trabalho em suas dependências, proporcionando crescimentos pessoal e profissional, nesses 7 anos de permanência nesta casa.

A todos os professores do Departamento de Nutrição e Produção Animal, em especial Prof. Aníbal de Sant'Anna Moretti; Prof. André Furugen Cesar de Andrade; Prof. Marcio Antonio Brunetto; Prof. Francisco Palma Rennó; Prof. Alexandre Gobesso; Prof. Paulo Mazza Rodrigues; Prof. Luis Felipe Prada e Silva; Prof. Ricardo Albuquerque e Prof. Messias Alves da Trindade Neto por todos os ensinamentos e dedicação.

À Alê e Fabia pelo apoio e ajuda sempre que necessário

Ao João Paulo secretário da Pós- Graduação por sempre me ajudar nos momentos cruciais.

À Elza Faquim pela dedicação, paciência e ajuda.

A toda equipe do Laboratório de Análises Socioeconômicas e Ciência Animal – LAE: Thayla Stivari Reijers; Prof^a. Camila Raineri; Gustavo Sartorello; Fernanda Ferreira; Alejandro Ojeda e Frederich Rodriguez.

À Thayla e a Camila pela amizade, apoio, por me escutarem, aconselharem e pelos papos GNT fashion.

À empresa Maccann[®], em especial o Rinaldo Rodrigues e o engenheiro Alexandre Rosim Pereira por terem cedido seu tempo para me ajudar e ensinar com os cálculos de construção.

Aos meus colegas de pós-graduação por todos os momentos de alegria, tristeza, amizade. Em especial, Republica Hard Roça Maria Fernanda (Mary), Pança (Salsicha), Viviane (Vivi), Karoline (Garga), Fernanda (Ronaldão) e aos agregados pelas risadas, churrascos, conversas, creches caninas e apoio.

A todas as pessoas que me apoiaram neste caminho acadêmico, nos momentos difíceis e de descontração que estiveram ao meu lado quando precisei.

RESUMO

AFONSO, E. R. **Impacto de estratégias nutricionais no custo do manejo dos dejetos de suínos**. [Impact of nutritional strategies on cost management of pig manure]. 2015. 205 f. Tese (Doutorado em Ciências) – Faculdade de Medicina Veterinária e Zootecnia, Universidade de São Paulo, Pirassununga, 2015.

O estudo tem como objetivo propor método de avaliação de efeito econômico do manejo dos dejetos com a utilização de diferentes estratégias nutricionais de suínos em crescimento e terminação. Especificamente, procura-se: i) Calcular as margens de comercialização para as diferentes estratégias nutricionais; ii) Avaliar o efeito econômico das diferentes estratégias nutricionais na excreção e aproveitamento de nutrientes pelos animais; iii) Valorar o consumo de água dos animais; iv) Valorar os dejetos gerados pelos suínos em relação ao seu potencial uso como fertilizante orgânico; v) Avaliar o impacto de cada estratégia nutricional sobre o custo do armazenamento (esterqueira) e uso dos dejetos, e sobre o seu tratamento por biodigestor e posterior utilização; vi) Avaliar a viabilidade econômica dos diferentes sistemas nutricionais e posterior utilização dos dejetos como fertilizante orgânico após tratamento por biodigestor e esterqueira. Os tratamentos a partir dos quais os dados foram obtidos são: T1: Dieta com nível alto de proteína bruta e suplementação mínima de aminoácidos (Dieta Controle); T2: T1 com redução do nível de proteína bruta, mediante a suplementação de lisina, metionina, treonina e triptofano industriais, considerando o conceito de proteína ideal; T3: T1 com a inclusão de 0,010 (%/kg de dieta) fitase e redução dos teores de cálcio e fósforo da dieta; T4: T1 com a suplementação de 40% de minerais orgânicos (Cu, Zn e Mn) e 50% de minerais inorgânicos; T5: T1 combinando os tratamentos descritos anteriormente. As análises estatísticas foram realizadas utilizando o pacote computacional SAS, com nível de significância de 5%. As características de desempenho zootécnico, peso médio, consumo médio de ração, ganho médio de peso e conversão alimentar e as margens de comercialização não apresentaram diferenças significativas nos diferentes tratamentos e períodos. Os tratamentos T4 e T5 apresentaram melhor eficiência na utilização de nutriente e menor excreção dos nutrientes. Os tratamentos T5 e T4 apresentaram menor consumo e menor custo na valoração da água. A valoração dos dejetos foi favorável ao T1 com maior quantidade de NPK. Os tratamentos ambientalmente mais eficientes apresentaram menores custos na construção da esterqueira e biodigestor em ambos os materiais, PVC e PEAD; os mesmos tratamentos apresentaram menor potencial fertilizante; o caminhão com tanque de

15t apresentou menores custos no transporte e distribuição dos dejetos. Em todos os cenários avaliados dos diferentes sistemas nutricionais e posterior utilização dos dejetos como fertilizante orgânico após tratamento por biodigestor e esterqueira foram viáveis economicamente com *payback* de um ano. Os métodos ambientais propostos se mostraram válidos, pois foram capazes de identificar que dietas com maior aporte tecnológico apresentaram vantagens frente à dieta controle, entretanto economicamente o T1 apresentou maior quantidade na produção e consequente valoração de NPK.

Palavras-chave: Estratégia nutricional. Fitase.Mineral orgânico.Mineral inorgânico.Leitões.

ABSTRACT

AFONSO, E. R. **Impact of nutritional strategies on cost management of pig manure.** [Impacto de estratégias nutricionais no custo do manejo dos dejetos de suínos]. 2015. 205 f. Tese (Doutorado em Ciências) – Faculdade de Medicina Veterinária e Zootecnia, Universidade de São Paulo, Pirassununga, 2015.

The study aims to propose economic effect evaluation method of manure management with the use of different nutritional strategies of growing and finishing pigs. Specifically, the objectives were: i) To calculate marketing margins for the different nutritional strategies; ii) To evaluate the economic effect of different nutritional strategies on excretion and utilization of nutrients by the animals; iii) Valuing water consumption of animals; iv) Valuing the waste generated by the pigs in relation to its potential use as organic fertilizer; v) Valuing the impact of each nutritional strategy on storage cost (composting) and use of waste products, and about their treatment by bio-digester and later use; and vi) Valuing the economic viability of the different nutritional systems and subsequent use of manure as organic fertilizer after treatment by bio-digester and composting. The treatments from which data were collected were: T1: diet with high level of crude protein and minimum supplementation of amino acids (Control Diet); T2: Diet T1 with a reduction in the level of crude protein by supplementation of lysine, methionine, threonine and tryptophan, assuring the industrial ideal protein of all essential amino acids; T3: T1 with the inclusion of 0.010 phytase (%/kg diet) and reduction of the levels of calcium and phosphorus in the diet; T4: T1 with 40% supplementation of organic minerals (Cu, Zn and Mn) and 50% of inorganic minerals; T5: T1 combining the treatments described previously. Statistical analyses were performed using SAS computing package, with a significance level of 5%. The performance characteristics, average weight, average consumption of rations, average gain of weight and feed conversion and marketing margins showed no significant differences in the treatments and periods. The treatments T4 and T5 showed better efficiency in nutrient utilization and lower nutrient excretion. The T5 and T4 treatments showed lower consumption and lower cost at valuation of water. The valuation of the manure was favorable to T1 with largest amount of NPK. Environmentally efficient treatments showed lower costs in building the composting and biodigester in both materials, PVC and PEAD; the same treatments showed lower potential fertilizer; the tank truck 15 m³ presented lower costs in transportation and distribution of manure. In all scenarios evaluated the different nutritional systems and subsequent use of manure as organic fertilizer after

treatment by bio-digester and composting were economically viable with payback of one year. Environmental methods proposed were valid, because they were able to identify that diets with higher technological contribution presented advantages the control diet, however economically the T1 was more quantity in production and consequent valuation of NPK.

Keywords:Nutritional strategy.Phytase.Inorganic minerals.Organic minerals.Piglets.

LISTA DE TABELAS

Tabela 1 – Preços unitários básicos na cobrança da água pelo do Comitê das Bacias Hidrográficas dos Rios Piracicaba, Capivari e Jundiaí.....	71
Tabela 2 – Escala de Kti conforme as tecnologias nutricionais utilizadas.....	72
Tabela 3 – Escala de KUF conforme o balanço de nutrientes e condições climáticas na utilização do dejetos como fertilizante.....	72
Tabela 4 – Adubação de semeadura de milho safrão com diferentes metas de produção	81
Tabela 5 – Adubação de cobertura de milho safrão com diferentes metas de produção	81
Tabela 6 – Perdas ou remoção de nutrientes em diferentes sistemas de tratamento ou armazenamento dos dejetos	82
Tabela 7 – Valores médios e erro padrão da média da variável peso médio (PM), em quilogramas (kg).....	89
Tabela 8 – Valores médios e erro padrão da média da variável consumo médio diário de ração (CMDR) em quilogramas/animal/dia.....	89
Tabela 9 – Valores médios e erro padrão da média da variável ganho médio diário de peso (GMDP) em quilogramas/animal/dia	90
Tabela 10 – Valores médios e erro padrão da média da variável conversão alimentar (CA).....	90
Tabela 11 – Indicadores econômicos: custo total da dieta (CTD), receita total do lote (RT), relação CTD/RT, margem bruta do lote (MB), peso médio final do lote, margem bruta por quilo no período de Crescimento I (1 a 4 semanas).....	92
Tabela 12 – Indicadores econômicos: custo total da dieta (CTD), receita total do lote (RT), relação CTD/RT, margem bruta do lote (MB), peso médio final do lote, margem bruta por quilo no período de Crescimento II (5 a 7 semanas).....	92

Tabela 13 – Indicadores econômicos: custo total da dieta (CTD), receita total do lote (RT), relação CTD/RT, margem bruta do lote (MB), peso médio final do lote, margem bruta por quilo no período de Terminação I (8 a 11 semanas).....	93
Tabela 14 – Indicadores econômicos: custo total da dieta (CTD), receita total do lote (RT), relação CTD/RT, margem bruta do lote (MB), peso médio final do lote, margem bruta por quilo no período de Terminação II (12 a 17 semanas).....	93
Tabela 15 – Indicadores econômicos: custo total da dieta (CTD), receita total do lote (RT), relação CTD/RT, margem bruta do lote (MB), peso médio final do lote, margem bruta por quilo no período total (1 a 17 semanas).....	94
Tabela 16 – Custos dos nutrientes (CMmi) pelo consumo de cada tratamento (R\$), no período total (1 a 17 semanas).....	95
Tabela 17 – Quantidade excretada (%) do nitrogênio, fósforo, potássio, cobre e zinco no período total (1 a 17 semanas).....	95
Tabela 18 – Eficiência econômica (EEi) do nitrogênio, fósforo, potássio, cobre e zinco no período total (1 a 17 semanas).....	96
Tabela 19 – Perda econômica pela não utilização (Pecmi) dos nutrientes para uma granja de 300 matrizes (R\$/ano)	96
Tabela 20 – Perda econômica pela não utilização (Pecmi) dos nutrientes para uma granja de 650 matrizes (R\$/ano)	97
Tabela 21 – Perda econômica pela não utilização (Pecmi) dos nutrientes para uma granja de 1.001 matrizes (R\$/ano)	97
Tabela 22 – Volume consumido de água nos diferentes tratamentos (m ³ /animal/dia)	97
Tabela 23 – Quantidade total de nitrogênio e fósforo originada dos tratamentos	98
Tabela 24 – Valoração da água referente a quantidade de fósforo dos tratamentos	98
Tabela 25 – Valoração da água referente a quantidade de nitrogênio dos tratamentos.....	99
Tabela 26 – Valoração do dejetos (VLRim) originado nos tratamentos considerando o seu potencial fertilizante em granjas de pequeno porte (300 matrizes)	100

Tabela 27 – Valoração do dejetos (VLRim) originado nos tratamentos considerando o seu potencial fertilizante em granjas de médio porte (650 matrizes)	100
Tabela 28 – Valoração do dejetos (VLRim) originado nos tratamentos considerando o seu potencial fertilizante em granjas de grande porte (1.001 matrizes)	101
Tabela 29 – Valoração do potencial fertilizante (VLTi) dos dejetos obtidos pela soma das contribuições econômicas em granjas de pequeno, médio e grande porte	101
Tabela 30 – Volume de dejetos excretado nos diferentes tratamentos (m ³ /animal/dia).....	101
Tabela 31 – Volume de dejetos excretado nos diferentes tratamentos nas granjas estudadas de 300, 650 e 1.001 matrizes para construção da esterqueira	102
Tabela 32 – Custo unitário da mão de obra e materiais utilizados para construção da esterqueira nos diferentes tratamentos nas granjas estudadas de 300, 650 e 1.001 matrizes.....	102
Tabela 33 – Custo total para construção da esterqueira com material de PVC nos diferentes tratamentos em granjas de 300 matrizes	103
Tabela 34 – Custo total para construção da esterqueira com material de PEAD nos diferentes tratamentos em granjas de 300 matrizes	104
Tabela 35 – Custo total para construção da esterqueira com material de PVC nos diferentes tratamentos em granjas de 650 matrizes	105
Tabela 36 – Custo total para construção da esterqueira com material de PEAD nos diferentes tratamentos em granjas de 650 matrizes	106
Tabela 37 – Custo total para construção da esterqueira com material de PVC nos diferentes tratamentos em granjas de 1.001 matrizes	107
Tabela 38 – Custo total para construção da esterqueira com material de PEAD nos diferentes tratamentos em granjas de 1.001 matrizes	108
Tabela 39 – Volume de dejetos excretado nos diferentes tratamentos nas granjas estudadas de 300, 650 e 1.001 matrizes para construção do biodigestor	109
Tabela 40 – Custo unitário da mão de obra e materiais utilizados para construção do biodigestor nos diferentes tratamentos nas granjas estudadas de 300, 650 e 1.001 matrizes.....	110

Tabela 41 – Custo total para construção do biodigestor com material de PVC nos diferentes tratamentos em granjas de 300 matrizes.....	111
Tabela 42 – Custo total para construção do biodigestor com material de PEAD nos diferentes tratamentos em granjas de 300 matrizes.....	112
Tabela 43 – Custo total para construção do biodigestor com material de PVC nos diferentes tratamentos em granjas de 650 matrizes.....	113
Tabela 44 – Custo total para construção do biodigestor com material de PEAD nos diferentes tratamentos em granjas de 650 matrizes.....	114
Tabela 45 – Custo total para construção do biodigestor com material de PVC nos diferentes tratamentos em granjas de 1.001 matrizes.....	115
Tabela 46 – Custo total para construção do biodigestor com material de PEAD nos diferentes tratamentos em granjas de 1.001 matrizes.....	116
Tabela 47 – Custo do transporte trator de 75 CV	118
Tabela 48 – Custo do tanque de 4,30 m ³	118
Tabela 49 – Custo da mão de obra do tratorista	118
Tabela 50 – Custo final total do transporte trator/tanque	118
Tabela 51 – Custo transporte caminhão de 238 CV	118
Tabela 52 – Custo tanque de 15 m ³	119
Tabela 53 – Custo mão de obra motorista do caminhão.....	119
Tabela 54 – Custo final total do transporte caminhão/tanque	119
Tabela 55 – Raio para distribuição de NPK em granjas de pequeno porte (300 matrizes).....	120
Tabela 56 – Raio para distribuição de NPK em granjas de médio porte (650 matrizes).....	120
Tabela 57 – Raio para distribuição de NPK em granjas de grande porte (1.001 matrizes).....	120
Tabela 58 – Quantidade de viagens realizadas pelo trator e caminhão considerando o volume de dejetos oriundos da esterqueira em granjas de pequeno porte (300 matrizes).....	121

Tabela 59 – Tempo necessário para realizar as viagens pelo trator e caminhão considerando o volume de dejetos oriundos da esterqueira em granjas de pequeno porte (300 matrizes)	121
Tabela 60 – Quantidade de viagens realizadas pelo trator e caminhão considerando o volume de dejetos oriundos da esterqueira em granjas de médio porte (650 matrizes)	122
Tabela 61 – Tempo necessário para realizar as viagens pelo trator e caminhão considerando o volume de dejetos oriundos da esterqueira em granjas de médio porte (650 matrizes)	122
Tabela 62 – Quantidade de viagens realizadas pelo trator e caminhão considerando o volume de dejetos oriundos da esterqueira em granjas de grande porte (1.001 matrizes)	122
Tabela 63 – Tempo necessário para realizar as viagens pelo trator e caminhão considerando o volume de dejetos oriundos da esterqueira em granjas de grande porte (1.001 matrizes)	122
Tabela 64 – Quantidade de viagens realizadas pelo trator e caminhão considerando o volume de dejetos oriundos do biodigestor em granjas de pequeno porte (300 matrizes)	123
Tabela 65 – Tempo necessário para realizar as viagens pelo trator e caminhão considerando o volume de dejetos oriundos do biodigestor em granjas de pequeno porte (300 matrizes)	123
Tabela 66 – Quantidade de viagens realizadas pelo trator e caminhão considerando o volume de dejetos oriundos do biodigestor em granjas de médio porte (650 matrizes)	123
Tabela 67 – Tempo necessário para realizar as viagens pelo trator e caminhão considerando o volume de dejetos oriundos do biodigestor em granjas de médio porte (650 matrizes)	123
Tabela 68 – Quantidade de viagens realizadas pelo trator e caminhão considerando o volume de dejetos oriundos do biodigestor em granjas de grande porte (1.001 matrizes)	124

Tabela 69 – Tempo necessário para realizar as viagens pelo trator e caminhão considerando o volume de dejetos oriundos do biodigestor em granjas de grande porte (1.001 matrizes).....	124
Tabela 70 – Custo de transporte considerando o volume de dejetos oriundos da esterqueira em granjas de pequeno porte (300 matrizes)	124
Tabela 71 – Custo de transporte considerando o volume de dejetos oriundos da esterqueira em granjas de médio porte (650 matrizes).....	125
Tabela 72 – Custo de transporte considerando o volume de dejetos oriundos da esterqueira em granjas de grande porte (1.001 matrizes).....	125
Tabela 73 – Custo de transporte considerando o volume de dejetos oriundos do biodigestor em granjas de pequeno porte (300 matrizes).....	126
Tabela 74 – Custo de transporte considerando o volume de dejetos oriundos do biodigestor em granjas de médio porte (650 matrizes)	126
Tabela 75 – Custo de transporte considerando o volume de dejetos oriundos do biodigestor em granjas de grande porte (1.001 matrizes)	126
Tabela 76 – Análise econômica da viabilidade de sistemas nos diferentes cenários	128
Tabela 77 – Projeção do fluxo de caixa do empreendimento com utilização de esterqueira PVC e transporte caminhão/ tanque para o Tratamento 1 considerando os fertilizantes nitrogênio, fósforo e potássio (NPK) em granjas de pequeno porte (300 matrizes).....	134
Tabela 78 – Projeção do fluxo de caixa do empreendimento com utilização de esterqueira PVC e transporte trator/ tanque para o Tratamento 2 considerando os fertilizantes nitrogênio, fósforo e potássio (NPK) em granjas de médio porte (650 matrizes)	138
Tabela 79 – Projeção do fluxo de caixa do empreendimento com utilização de esterqueira PEAD e transporte caminhão/ tanque para o Tratamento 3 considerando os fertilizantes nitrogênio, fósforo e potássio (NPK) em granjas de grande porte (1.001 matrizes)	142
Tabela 80 – Projeção do fluxo de caixa do empreendimento com utilização de biodigestor PVC e transporte trator/ tanque para o Tratamento 4	

considerando os fertilizantes nitrogênio, fósforo e potássio (NPK) em granjas de pequeno porte (300 matrizes)	146
Tabela 81 – Projeção do fluxo de caixa do empreendimento com utilização de biodigestor PEAD e transporte caminhão/ tanque para o Tratamento 5 considerando os fertilizantes nitrogênio, fósforo e potássio (NPK) em granjas de médio porte (650 matrizes).....	150
Tabela 82 – Valores médios de VPL em diferentes cenários em função dos tratamentos	152
Tabela 83 – Valores médios de VPL em diferentes cenários em função dos materiais utilizados na construção da esterqueira e biodigestor.....	153
Tabela 84 – Valores médios de VPL em diferentes cenários em função do transporte.....	153
Tabela 85 – Valores médios de VPL em diferentes cenários em função do tratamento do dejeito.....	153
Tabela 86 – Valores médios de VPL em diferentes cenários em função dos diferentes portes de granja.....	154
Tabela 87 – Cenários do fluxo de caixa representando a área (ha).....	154

LISTA DE FIGURA

Figura 1 – Escoamento dos elementos para atmosfera, subsolo e águas superficiais e subterrâneas	31
Figura 2 – Fases do licenciamento ambiental dos empreendimentos e atividades consideradas efetiva ou potencialmente causadoras de significativa degradação do meio.....	38
Figura 3 – Decisão de valoração econômica	49
Figura 4 – Esquema de fluxo de uma granja comercial.....	74
Figura 5 – Corte esquemático de um biodigestor revestido com lona plástica vista frontal	77
Figura 6 – Corte esquemático de uma esterqueira revestida com lona plástica vista longitudinal.....	78
Figura 7 – Corte esquemático de uma esterqueira revestida com lona plástica vista frontal	78
Figura 8 – Corte esquemático de uma esterqueira revestida com lona plástica vista frontal e comprimento do arco da flecha de altura.....	79
Figura 9 – Comparação entre valoração da água e as cobranças através das quantidades de fósforo e nitrogênio	99
Figura 10 – Evolução do custo logístico dos dejetos oriundos de esterqueira em função dos diferentes portes de granja	125
Figura 11 – Evolução do preço do custo logístico dos dejetos oriundos do biodigestor em função dos diferentes portes de granja	126
Figura 12 – Valor Presente Líquido (VPL) e Taxa Interna de Retorno (TIR) nos diferentes cenários.....	131

LISTA DE QUADROS

Quadro 1 – Esquema de planejamento de entradas e saídas do fluxo de caixa	86
Quadro 2 – Escala de Valor Presente Líquido (VPL) nos diferentes cenários	131

LISTA DE ANEXOS

Anexo A – Composição percentual das dietas experimentais na fase de Crescimento I	198
Anexo B – Composição percentual das dietas experimentais na fase de Crescimento II	200
Anexo C – Composição percentual das dietas experimentais na fase de Terminação I.....	202
Anexo D – Composição percentual das dietas experimentais na fase de Terminação II	204

SUMÁRIO

1	INTRODUÇÃO	25
2	OBJETIVOS	28
2.1	OBJETIVO GERAL.....	28
2.2	OBJETIVOS ESPECÍFICOS	28
3	REVISÃO DE LITERATURA.....	30
3.1	IMPACTO AMBIENTAL DO DEJETO DE SUÍNOS E LEGISLAÇÃO AMBIENTAL NA SUINOCULTURA	30
3.1.1	Elementos: nitrogênio e fósforo	32
3.2.2	Elementos: cobre e zinco	34
3.2.3	Legislações internacionais.....	34
3.3.3	Legislações nacionais	36
3.3.4	Outros instrumentos legais	41
3.3	ESTRATÉGIAS NUTRICIONAIS E REDUÇÃO DO PODER POLUIDOR	42
3.3.1	Enzima Fitase	42
3.3.2	Minerais orgânicos	44
3.3.3	Redução da proteína bruta da ração.....	46
3.4	VALORAÇÃO DE RECURSOS NATURAIS E DOS DEJETOS.....	47
3.4.1	Valoração da água	49
3.4.2	Valoração dos dejetos	53
3.5	MANEJO DOS DEJETOS	56
3.5.1	Uso dos dejetos como fertilizante.....	57
3.5.2	Tecnologias para o manejo dos dejetos: esterqueira e biodigestor.....	58
3.5.3	Transporte e distribuição logística dos dejetos.....	61
4	MATERIAL E MÉTODO	65
4.1	DADOS DO EXPERIMENTO	65
4.1	CARACTERÍSTICAS DE DESEMPENHO ZOOTÉCNICO	66
4.2	CONSUMO DE ÁGUA	66
4.3	RETENÇÃO E EXCREÇÃO DE MATÉRIA SECA, NITROGÊNIO, FÓSFORO, POTÁSSIO, COBRE E ZINCO	67
4.4	ANÁLISES ECONÔMICAS	67

4.4.1 Cálculo da margem bruta de comercialização	68
4.4.2 Eficiência econômica na utilização dos nutrientes.....	69
4.4.3 Valoração da água.....	70
4.4.4 Valoração dos dejetos	73
4.4.5 Construção de biodigestor e esterqueira	74
4.4.6 Custos logísticos para a destinação dos dejetos	80
4.4.7 Análise econômica da viabilidade de sistemas	85
4.5 ANÁLISE ESTATÍSTICA	87
5 RESULTADOS.....	89
5.1 CARACTERÍSTICAS DE DESEMPENHO ZOOTÉCNICO	89
5.2 ANÁLISE ECONÔMICA	91
5.2.1 Cálculo da margem bruta de comercialização	91
5.2.2 Eficiência econômica na utilização de nutrientes	95
5.2.3 Valoração da água.....	97
5.2.4 Valoração dos dejetos	100
5.2.5 Construção de biodigestor e esterqueira	101
5.2.6 Custos logísticos para a destinação dos dejetos	117
5.2.7 Análise econômica da viabilidade de sistemas	127
6.....DISCUSSÃO.....	157
7.....CONCLUSÃO	171
REFERÊNCIAS	173
ANEXOS.....	198

INTRODUÇÃO

1 INTRODUÇÃO

A carne suína responde por, aproximadamente, 40% do consumo de carne no mundo. Considerando a demanda global até 2020, que indica rápida expansão do consumo de carne e a projeção de aumento de 20% na produção global de alimento, o setor suinícola terá um papel importante para atender à demanda projetada. Consequentemente, a questão ambiental terá grande foco, principalmente para as populações que vivem próximas a criações intensivas de suínos (OCDE, 2007).

O Brasil é o quarto produtor e exportador mundial de carne suína, com 3.370 mil toneladas e 600 mil toneladas, respectivamente, em 2014 (ABIEPCS, 2014). A suinocultura brasileira tem como principal característica a grande concentração de animais por área, visando atender o mercado interno e externo de carne e seus derivados a preços competitivos.

A poluição provocada pelo manejo inadequado dos dejetos suínos e os efeitos das criações sobre o meio ambiente e a saúde humana vêm se tornando cada vez mais discutidos, aumentando as exigências dos órgãos fiscalizadores e da sociedade. A suinocultura é reconhecida como uma atividade de significativo potencial poluidor, por produzir grandes quantidades de resíduos com alta carga de nutrientes (especialmente fósforo e nitrogênio), matéria orgânica, sedimentos, patógenos, metais (principalmente cobre e zinco utilizados nas rações como promotores de crescimento) e antibióticos (USDA; USEPA, 1999).

As maiores formas de poluição em áreas de concentração de produção animal incluem o lançamento direto dos dejetos, sem o devido tratamento, nos cursos de água e a adubações em excesso e/ou continuadas sem estudo adequado do solo e da cultura a ser utilizada, que somados têm causado sérios problemas ambientais e degradação dos recursos naturais. A poluição ocorre por eutrofização de corpos d'água superficiais; contaminação das águas subterrâneas por nitrato, amônia, patógeno e outros elementos tóxicos; excesso de nutrientes nos solos, além de liberação de amônia, metano e outros gases na atmosfera contaminando-a com amônia, nitratos e outros elementos tóxicos (FOOD AND AGRICULTURE ORGANIZATION – FAO, 2005).

Os potenciais impactos ambientais da atividade suinícola são causados pelo manejo incorreto dos dejetos e esses são em quantidade e qualidade uma consequência do manejo nutricional. Portanto, a redução do potencial poluidor da atividade inicia-se com a correta nutrição, baseada em conceitos e princípios nutricionais e ambientais. Desta forma, quanto mais eficiente a escolha, balanceamento e oferta dos ingredientes aos animais, maior o

benefício ambiental, através da redução da excreção de minerais como: nitrogênio, fósforo, potássio, cobre e zinco.

Várias estratégias nutricionais têm sido estudadas pela constante preocupação dos pesquisadores, em busca de alternativas que visam minimizar a emissão de poluentes para o meio ambiente. Algumas dessas estratégias já foram validadas e comprovadas por apresentar impacto positivo na redução de metais, fósforos e nitrogênio, como a utilização da enzima fitase, minerais orgânicos e a redução da proteína bruta da ração.

A excreção de nutrientes pode ser reduzida por diferentes estratégias nutricionais, especialmente por meio da manipulação das dietas de maneira a maximizar a utilização dos alimentos pelos animais. Assim, o presente estudo propõe o desenvolvimento de método para estimar os impactos econômicos de diferentes estratégias nutricionais no custo de arração e de manejo dos dejetos de suínos.

OBJETIVOS

2 OBJETIVOS

2.1 OBJETIVO GERAL

O objetivo geral da pesquisa é propor o desenvolvimento de método para avaliar o efeito econômico privado sobre o custo do arraçamento e do manejo dos dejetos com a utilização de diferentes estratégias nutricionais de suínos em crescimento e terminação.

2.2 OBJETIVOS ESPECÍFICOS

- i) Calcular as margens de comercialização para as diferentes estratégias nutricionais;
- ii) Avaliar o efeito econômico das diferentes estratégias nutricionais na excreção e aproveitamento de nutrientes pelos animais;
- iii) Avaliar o custo do consumo de água pelos animais;
- iv) Valorar os dejetos gerados em relação ao seu potencial uso como fertilizante orgânico;
- v) Avaliar o impacto de cada estratégia nutricional sobre o custo: i) do armazenamento (esterqueira) e uso dos dejetos como fertilizante; ii) do seu tratamento por biodigestor e posterior utilização como fertilizante e iii) transporte e distribuição logística do dejetos; e
- vi) Avaliar a viabilidade econômica dos diferentes sistemas nutricionais e posterior utilização dos dejetos como fertilizante orgânico após tratamento por biodigestor e esterqueira.

REVISÃO DE LITERATURA

3 REVISÃO DE LITERATURA

3.1 IMPACTO AMBIENTAL DO DEJETO DE SUÍNOSE LEGISLAÇÃO AMBIENTAL NA SUINOCULTURA

Nas décadas de 50 e 60 a produção de suínos no Brasil possuía um rebanho reduzido, com pequena concentração de animais e o sistema de criação caracterizava-se por animais criados livres durante o dia e pernoitando nas pocilgas. A partir dos anos 70 a suinocultura brasileira iniciou uma fase de grandes transformações, devido principalmente pelo modo de criação que passou a ser totalmente confinado (OLIVEIRA et al.; 2000; GUIVANT; MIRANDA, 2004). Os eventuais danos ambientais provocados pela suinocultura possuem uma estreita relação com a evolução das pesquisas relacionadas ao tratamento, manejo e utilização de dejetos de suínos. Segundo Silva (2000), a evolução pode ser ordenada em cinco fases distintas:

- Primeira fase: Início da década de 60 até o final da década de 70. Não havia maiores preocupações com a questão dos dejetos, a construção das pocilgas era o mais próximo possível dos cursos d'água, para facilitar a remoção dos dejetos.
- Segunda fase: a partir do final da década de 70 e início dos anos 80. Passa haver um aumento da preocupação relacionada à utilização dos dejetos. Surgiram os primeiros programas oficiais, porém, o enfoque era mais energético (biogás) do que ambiental. Adequação e adoção de sistema confinado de produção.
- Terceira fase: anos 80. Começo da preocupação ambiental e incentivo para construção de esterqueiras, uso dos dejetos como fertilizante e proteção dos mananciais de água.
- Quarta fase: anos 90. Houve uma proposição para o estabelecimento de um programa integrado, visando o desenvolvimento de pesquisas destinadas ao adequado monitoramento das esterqueiras, transporte e destino dos dejetos, avaliação do impacto ambiental do uso de dejetos de suínos como fertilizante do solo e desenvolvimento de tecnologias destinadas ao tratamento e valorização dos dejetos.
- Quinta fase ou fase atual: Evolução dos anos 90. Preocupação em quantificar o fenômeno da poluição por dejetos, compreensão da poluição agrícola e de suas

características, através do entendimento de que a solução não é exclusivamente técnica, mas também econômica, política e social, pressão da sociedade sobre as agroindústrias para que incorporem normas de padrões internacionais para manejo ambiental em todo o sistema de produção de suínos.

Os sistemas intensivos de produção animal podem ter importantes implicações ambientais por terem uma participação nas emissões de substâncias para a atmosfera como amônia, óxido nitroso e metano, além de poderem contribuir para a eutrofização das águas subterrâneas e superficiais (TAMMINGA, 2003; OENEMA; TAMMINGA, 2005). Vários fatores podem influenciar a quantidade de nutriente excretado, destacando-se a qualidade do alimento, digestibilidade, disponibilidade e níveis dos nutrientes presentes na dieta (NATIONAL RESEARCH COUNCIL- NRC, 1998). Os elementos que são considerados nos dejetos de suínos como potenciais poluidores são: nitrogênio, fósforo, cobre e zinco. A Figura 1 traz os elementos que podem ser perdidos pelo escoamento em várias fases da cadeia, desde a alimentação animal até a utilização dos dejetos como fertilizante orgânico.

Figura 1 – Escoamento dos elementos para atmosfera, subsolo e águas superficiais e subterrâneas

Fonte: Adaptado de Oenema et al. (2007).

Como se pode observar na figura 1, as possíveis perdas de elementos na cadeia são por emissões gasosas para a atmosfera e perdas por lixiviação e escoamento dos elementos no subsolo, águas superficiais e subterrâneas.

3.1.1 Elementos: nitrogênio e fósforo

Tanto o nitrogênio (N) quanto o fósforo (P) na forma orgânica e inorgânica aparecem nos dejetos de suínos. Grande parte desses resíduos é utilizada na adubação de plantações em geral. Entretanto, o potencial do fósforo para contaminar a terra e a água é menor do que o nitrogênio, pois ele se adere às partículas do solo, tornando-se assim, um contaminante parcial dos rios e lagos, devido à sua translocação ser limitada (COFFEY, 1992).

O fósforo é um elemento essencial para o crescimento de plantas, fazendo parte das estruturas dos ésteres de carboidratos, fosfolipídeos das membranas celulares, ácidos nucléicos e coenzimas (MARSCHNER, 1995; MALAVOLTA et al., 1997). As plantas absorvem o fósforo na forma de ortofosfato solúvel, obtido por meio da solução presente no solo (MOREIRA; SIQUEIRA, 2006).

Como esse elemento é absorvido pelas plantas em pequenas quantidades, o fósforo quando aplicado em excesso, além de não interferir no aumento da produtividade da planta, é capaz de reduzir a capacidade de absorção de outros elementos no solo e ocasionar saturação dos sítios de absorção (TOOR et al., 2004; BERWANGER et al., 2008). O excesso no solo juntamente com a grande mobilidade das suas formas orgânicas pode ocasionar grandes impactos ambientais, gerando acúmulo na superfície, favorecendo possíveis escoamentos superficiais (HU et al., 2007; GIROTTO et al., 2010).

O acúmulo do P no solo está relacionado com a quantidade do elemento que é adicionada ao solo, tempo de aplicação, quantidade aplicada, composição do dejetos, tipo de solo, e exportação deste elemento pelas culturas no sistema de produção (CERETTA et al., 2003; CERETTA et al., 2010). As aplicações contínuas podem levar à ocupação da superfície de absorção, reduzindo a energia de adsorção de P e aumentando sua dessorção e disponibilidade para as plantas (BOLLAND et al., 1996).

O processo de escoamento superficial auxilia no carreamento do P para os corpos hídricos, onde há o estímulo do crescimento das algas, processo chamado de eutrofização, resultando em decréscimo na qualidade da água fresca. A decomposição destas algas diminui a quantidade de oxigênio na água, criando um meio inadequado para os peixes e outros animais aquáticos (CROMWELL et al., 1993; CORREL, 1998; NOVAIS et al., 2007).

O nitrogênio, por sua vez, apresenta um ciclo bastante diversificado, que inclui o ciclo elementar (desnitrificação e fixação biológica de N_2), autotrófico (processos nas plantas como

fotossínteses e formação de compostos orgânicos nitrogenados) e o ciclo heterotrófico (mineralização, dissipação de energia da matéria orgânica e produção de formas inorgânicas de nitrogênio no solo) (MOREIRA; SIQUEIRA, 2006).

Entre todos os nutrientes, o nitrogênio é o que tem maior efeito no crescimento das plantas, e um dos mais importantes. Sua disponibilidade estimula o desenvolvimento e a atividade radicular, incrementa a sua absorção e também de outros nutrientes (OLSON; KURTZ, 1982; YANAI et al., 1996). Além de atuar na planta como constituinte de moléculas de proteínas, enzimas, coenzimas, ácidos nucleicos, citocromos e ser integrante da molécula de clorofila. (BÜLL; CANTARELLA, 1993). O nitrogênio está presente em várias formas e estados de oxidação sendo as de maior relevância: o nitrogênio orgânico dissolvido e particulado, o nitrogênio amoniacal ($\text{NH}^3/\text{NH}^{4+}$), nitrito (NO^{2-}) e nitrato (NO^{3-}) (DIESEL et al., 2005; KUNZ et al., 2007; OENEMA et al., 2007).

As plantas assimilam o nitrogênio somente na forma inorgânica, como amônio (NH^{4+}) ou preferencialmente na forma de nitrato (NO^{3-}). A fonte primária de nitrogênio no solo é a matéria orgânica, que apresenta o nitrogênio na forma de R-NH_2 formando complexos orgânicos (SCHULTEN; SCHNITZER, 1998).

O nitrogênio amoniacal é tóxico a peixes com alta demanda de oxigênio. O nitrito pode se combinar com aminas secundárias, provenientes da dieta alimentar, formando nitrosaminas que apresentam poder carcinogênico e mutagênico (KUNZ et al., 2007). Portanto, há uma grande preocupação em relação ao nitrogênio, pois este se tornou um dos principais fertilizantes utilizados na agricultura e tem gerado uma série de impactos e danos ao ecossistema e solos, como a contaminação dos lençóis freáticos, eutrofização das águas superficiais, chuva ácida, diminuição da camada de ozônio e mudança no clima global (RODRIGUES et al., 2007; MALTA, 2009; COSMAN, 2010).

Para o cálculo do balanço de nitrogênio é necessário o conhecimento detalhado de cada processo existente na sua dinâmica, como as entradas (aportes de nitrogênio no solo) e saídas (remoção pela cultura, perdas para a atmosfera e corpos hídricos) do sistema (MALTA et al., 2003; MALTA, 2009; COSMAN, 2010).

3.2.2 Elementos: cobre e zinco

O cobre (Cu) e o zinco (Zn) apresentam propriedades antibacterianas, embora não sejam classificados como agentes antimicrobianos, por aumentarem o ganho de peso e melhora na conversão alimentar nas fases de pós desmame e crescimento em suínos. Porém, esse efeito não é observado durante a fase de terminação, acima de 50 kg na maioria dos experimentos relatados. Desta forma, o uso de altos níveis de cobre nesta fase apresenta como desvantagem um alto custo ambiental, pois sua concentração nos dejetos é proporcional ao nível utilizado nas dietas (LÜDKE; LÜDKE, 2005).

Em virtude do baixo custo, esses minerais têm sido largamente utilizados em dietas de suínos, em todas as categorias, muitas vezes sem critérios científicos (LIMA, 2007). A suplementação do Cu e Zn nas dietas de suínos é permitida na Europa com níveis máximos de 170 mg de Cu/kg para animais até 12 semanas e 150 mg de Zn/kg (REVY et al., 2004). Já no Brasil, a indústria de ração costuma usar doses elevadas de Zn (3.000 mg/kg) e de Cu (250 mg/kg) na ração de leitões para prevenção de diarreias e como estimulante do crescimento, respectivamente (PERDOMO, 2001; CARLSON; BOREN, 2001; MEYER et al., 2002; CARLSON et al., 2004; JACELA et al., 2010).

Os suínos podem excretar de 80% a 95% do total diário consumido de cobre e zinco (NOVAK et al., 2008). A concentração excessiva destes metais pode causar toxidez às plantas, animais, microrganismos e ao homem. Tanto o Cu e Zn podem aumentar o odor dos dejetos, tornando-se uma preocupação ambiental (JONDREVILLE et al., 2003; NOVAK et al., 2008). Nas plantas as concentrações excessivas podem causar manchas foliares, evoluindo para necrose das folhas, desfolhamento precoce e diminuição de crescimento e diminuição da capacidade de absorção de água, com consequente queda na produção (PANOU-FILOTHEOU et al., 2001; ALMEIDA et al., 2007)

3.2.3 Legislações internacionais

A preocupação ambiental é crescente principalmente nos países tradicionais na produção de suínos como Holanda, Dinamarca, França, Alemanha, Canadá e Estados Unidos

da América, que têm utilizado instrumentos como a legislação ambiental e suas regulações e diretrizes para que haja menor poluição da água e do ar provocada pelo manejo inadequado dos dejetos (JONGBLOED et al., 1999; BERGSTRÖM; KIRCHMANN, 2006). Cada país desenvolveu sua legislação de acordo com a sua necessidade local, mas no geral as regulamentações ambientais que licenciam as produções animais apresentam alguns pontos comuns: i) Estipular objetivos realísticos, considerando o equilíbrio ambiental, econômico e social, identificando áreas críticas de conflito entre a realidade socioeconômica e as condições ambientais, identificando políticas para minimizar estes conflitos por meio do delineamento de acordos; ii) Desenvolver indicadores e implementar ações a fim de monitorar a eficácia e eficiência das leis e políticas, detectando os efeitos desejáveis e indesejáveis; iii) Corrigir as leis e políticas que não estejam promovendo a conservação ambiental; e iv) Disponibilizar suporte financeiro (ORGANISATION FOR ECONOMIC CO-OPERATION AND DEVELOPMENT - OEDC, 2003).

Em termos gerais, a resposta inicial da maioria dos governos para resolver as questões ambientais no setor de suínos foi impor regulamentos, desenvolver programas de pesquisa e fornecer assistência técnica. Os suinocultores enfrentam uma matriz de regulamentos que foram introduzidos para limitar a fonte de poluição, como por exemplo, proibir ou limitar a descarga direta de dejetos suínos nas águas e limitar e regularizar a quantidade de dejetos produzido por dia. Além disso, alguns países instituíram pagamento aos produtores, com investimento de novas tecnologias e incentivo da utilização do dejetos como fertilizante em lavouras (OEDC, 2004; SOMMER et al., 2013).

Na Holanda a legislação foi elaborada em 1984 e 1987, e prevê que os dejetos sejam utilizados como fertilizantes. Entretanto, o produtor recebe uma quota anual de aplicação no solo. Se for aplicado em excesso deve-se pagar uma taxa. Também só é permitida a utilização em algumas épocas do ano; há grande incentivo de manejo nutricional ambientalmente correto, e são estabelecidos incentivos financeiros para a secagem e o transporte de dejetos para outras áreas, bem como premiações para propriedades que diminuam a poluição ambiental (PALHARES, 2009).

A legislação ambiental holandesa influencia a maneira pela qual as unidades de produção de suínos estão sendo projetadas, modificando o arraçoamento dos animais e a maneira como os dejetos são armazenados e utilizados. Além disso, a população excessiva de suínos e bovinos confinados no país provocou efeitos negativos no lençol freático, devido ao excesso de poluição (MAY, 2003). Como resultado desses esforços, a emissão de amônia

(NH₃) por fontes agrícolas no país reduziu-se em 40% entre 1980 e 2001. No final de dezembro de 2003 o governo implementou um novo programa de ação com o objetivo de atender a Diretiva do Nitrato (91/676/EEC). O programa apresenta um conjunto de medidas que já estão vigorando ou que deverão ser implementadas. Para tanto, propõe que a concentração de nitrato na água subterrânea não deve exceder 50 mg de NO₃ por litro; que a concentração de nitrato na água de superfície, especialmente naquela usada ou com intenção de se usar como água de abastecimento, não deverá exceder a estabelecida na Diretiva 75/440/EEC; e que a eutrofização da água de lagos e outros corpos de água doce, estuários e águas costeiras deverá ser prevenida.

Na Dinamarca a legislação foi criada em 1987, enquadrando os produtores dinamarqueses em uma série de leis e regras sobre o ambiente. Dentre as regras ambientais está definido o limite para o número de suínos que cada produtor pode ter. O sistema regulador baseia-se em unidades por animais, ou seja, uma unidade animal equivale a 51 animais em crescimento/terminação ou 5,1 fêmeas incluindo os leitões. Cada granja deve ter um plano de adubação para capacidade de armazenagem para 12 meses. A utilização dos dejetos preferencialmente em culturas de inverno, sendo extremamente regulamentado e controlado (JONGBLOED et al., 1999; OEDC, 2003; JENSEN et al., 2013).

Na França o licenciamento ambiental ou autorização ambiental foi criada em 1992 e estabeleceu distâncias mínimas entre as instalações de suínos e de resíduos em relação a fontes, poços, estradas e residências; os sistemas de criação devem estar cercados; não pode haver mistura entre águas de drenagem efluentes; o tempo de armazenagem dos dejetos deve ser de quatro meses; toda forma de aplicação de resíduos no solo deve estar documentada; a fertilização é feita tendo como referência o nitrogênio e o balanço de nutrientes; e a descarga de efluentes em corpos d'água é permitida de acordo com padrões estipulados (JONGBLOED et al., 1999; PALHARES, 2009).

3.3.3. Legislações nacionais

Dentre as legislações européias, a que mais se assemelha à brasileira é a francesa, principalmente pelo estabelecimento de distância entre as instalações de suínos e o manejo de dejetos e a exigência dos padrões de descarga de efluentes em corpos d'água. No Brasil, a

avaliação do impacto ambiental e licenciamento de atividades poluidoras constituem instrumentos para execução da Política Nacional de Meio Ambiente, de 1981, que determina a avaliação do impacto ambiental prevista na Constituição Federal de 1988. A política prevê a realização de estudo de impacto ambiental prévio para instalações de obras ou atividades poluidoras (PALHARES, 2009).

No entanto, quando se compara a legislação européia e a brasileira, conclui-se que a brasileira ainda é bastante simples e se o país quiser atingir a posição de maior produtor de carne suína, não só com custo competitivo, mas também visando a qualidade ambiental, será necessário aprimoramento das legislações nacional e estaduais (PALHARES, 2009).

No Brasil há leis que regulam o controle da poluição no meio urbano e rural: a Lei dos Crimes Ambientais, a Lei do Gerenciamento dos Recursos Hídricos e as leis de licenciamento da atividade que são específicas para cada estado. O licenciamento ambiental constitui um instrumento que visa o desenvolvimento de uma atividade produtiva com a manutenção da qualidade ambiental. Fiorillo (2009) define de modo bastante simples o licenciamento ambiental como sendo o complexo de etapas que compõem o procedimento administrativo, as quais objetivam a concessão de licença ambiental. Dessa forma, não é possível identificar isoladamente a licença ambiental, porquanto esta é uma das fases do procedimento.

Para Bechara (2009), através do licenciamento ambiental, o Estado pode exercer, de forma jurídica, o poder de polícia sobre todas as atividades que prejudiquem o bem estar da coletividade. Entretanto, ainda são encontrados alguns desafios, uma vez que os problemas ambientais se tornam complexos e demandam planejamento com a percepção crítica de fatores múltiplos e difusos, como os sociais, culturais, econômicos, políticos e produtivos. As leis de licenciamento ambiental para a atividade suinícola nos Estados de Santa Catarina, Rio Grande do Sul e Paraná são as mais específicas para o setor. Outros Estados também possuem licenciamento, mas normalmente as leis abrangem mais de uma espécie animal, como a do Estado de São Paulo.

Em São Paulo (SP), a Resolução Federal CONAMA nº237/1997 outorga que atividades agropecuárias, como criação de animais, estão sujeitas ao licenciamento ambiental. O licenciamento deve ser expedido pelo Poder Público, no caso a Companhia de Tecnologia e Saneamento Ambiental – CETESB. Na figura 2 são apresentadas as fases do licenciamento ambiental de acordo com a CETESB (2006).

Empreendimentos e atividades consideradas efetiva ou potencialmente causadoras de significativa degradação do meio como, por exemplo, a atividade suinícola, deve realizar um

estudo prévio de impacto ambiental e o respectivo relatório de impacto sobre o meio ambiente (ESTUDO DE IMPACTO AMBIENTAL/RELATÓRIO DE IMPACTO AMBIENTAL-EIA/RIMA).

Segundo a Resolução, o processo de licenciamento ambiental compreende três etapas:

- I. Licença Prévia (LP): concedida na fase preliminar do planejamento do empreendimento ou atividade aprovando sua localização e concepção, atestando a viabilidade ambiental e estabelecendo os requisitos básicos e condicionantes a serem atendidos nas próximas fases de sua implementação. O prazo de validade não deve ser superior a cinco anos.
- II. Licença de Instalação (LI): autoriza a instalação do empreendimento ou atividade de acordo com as especificações constantes dos planos, programas e projetos aprovados, incluindo as medidas de controle ambiental e demais condicionantes, da qual constituem motivo determinante. O prazo de validade não deve ser superior a seis anos;
- III. Licença de Operação (LO): autoriza a operação da atividade ou empreendimento, após a verificação do efetivo cumprimento do que consta das licenças anteriores, com as medidas de controle ambiental e condicionantes determinados para a operação. O prazo de validade não deve ser superior a dez anos.

Figura 2 – Fases do licenciamento ambiental dos empreendimentos e atividades consideradas efetiva ou potencialmente causadoras de significativa degradação do meio

Fonte: Adaptado de CETESB (2006).

Pode-se observar que são apresentadas as ações do empreendedor, as fases do empreendimento propriamente dito e a atuação da CETESB na concessão das licenças e por final na fiscalização do empreendimento potencialmente poluidor.

No Rio Grande do Sul (RS), o licenciamento está dividido em duas esferas, uma estadual com seus instrumentos de fiscalização, normas ambientais e padrões e outra municipal. O órgão ambiental estadual Fundação Estadual de Proteção Ambiental Henrique Luiz Roessler (FEPAM) e os municípios são os órgãos fiscalizadores da atividade e definem medidas específicas para cada atividade, de acordo com o tipo e característica, e ainda fornecem o suporte técnico para conduzir o processo de licenciamento.

A FEPAM (2014) considera a suinocultura como uma atividade agropastoril, sendo o potencial poluidor mensurado de acordo com o sistema de manejo dos dejetos, líquido ou seco. Portanto, as propriedades que manuseiam os dejetos no estado líquido são consideradas de alto potencial poluidor e as propriedades que adotam o sistema de cama sobreposta são classificados como médio potencial poluidor.

O marco inicial do Termo de Compromisso Ambiental (TCA) é a resolução do Conselho Estadual do Meio Ambiente - CONSEMA nº 084/2004, que direciona suas ações para a diminuição e controle da degradação dos recursos hídricos e solo, através do sistema de licenciamento integrado para atividades produtivas que adotem o sistema de integração. O TCA é o instrumento ambiental que busca o desenvolvimento sustentável das atividades suinícolas através da adequação das propriedades produtoras (FEPAM, 2014).

Os produtores que tiverem aderido ao TCA terão que obter a licença ambiental, composta por três fases: Licença Prévia (LP), emitida na fase de planejamento, Licença de Instalação (LI), autoriza o início da construção do empreendimento e Licença de Operação (LO), autoriza o funcionamento do empreendimento. As propriedades licenciadas serão as que tiverem ambientalmente adequadas ao Decreto Estadual nº 23.430, de 24 de outubro de 1974, que regulamenta a localização das pocilgas, construção de esterqueiras entre outras melhorias (FEPAM, 2014).

Em Santa Catarina (SC), para obtenção do licenciamento ambiental, os produtores deverão encaminhar à Fundação do Meio Ambiente (FATMA) projeto de acordo com a Instrução Normativa IN nº11.

As fases do licenciamento são: Licença Ambiental Prévia (LAP): declara a viabilidade do projeto e/ou localização de equipamento ou atividade, quanto aos aspectos de impacto e diretriz de uso do solo; Licença Ambiental de Instalação (LAI): autoriza a implantação da

atividade ou instalação de qualquer equipamento, com base no projeto executivo final; e Licença Ambiental de Operação (LAO): autoriza o funcionamento do equipamento, atividade ou serviço, com base em vistoria, teste de operação ou qualquer meio técnico de verificação. Existe ainda a Autorização Ambiental, concedida às atividades de porte inferior ao pequeno (FATMA, 2014).

Além disso, de acordo com FATMA (2014), são definidos uma série de padrões de armazenamento e uso dos dejetos:

- Os volumes dos dejetos produzidos são calculados pela capacidade máxima das pocilgas;
- A quantidade máxima de dejetos para a utilização em lavouras é de 50 m³ ha⁻¹ ano, e de acordo com recomendações de adubação indicadas por laudo com base em análise do solo;
- Recomenda-se a instalação de sistemas de calhas e cisternas, visando o aproveitamento das águas pluviais para uso nas pocilgas.

No Paraná (PR), a Resolução da Secretária de Estado do Meio Ambiente (SEMA) nº 031, de 24 de agosto de 1998, define a classificação feita pelo Instituto Ambiental do Paraná das propriedades suínolas conforme o sistema de criação: ar livre, confinamento e misto; o sistema de produção. Na mesma resolução do SEMA (2014) é definido o licenciamento ambiental como um mecanismo para autorizar o funcionamento do empreendimento, sendo estruturado em três etapas: licença prévia (LP), licença de instalação (LI) e licença de operação (LO).

A Resolução nº 031 define padrões de composição dos efluentes líquidos e dos resíduos sólidos. Quando não alcançados, a Resolução estabelece que os dejetos devam receber tratamento prévio e tratamento específico ou secundário quando usados para aplicação no solo como fertilizante orgânico. Após receber o tratamento adequado, os dejetos podem ser utilizados como fertilizante orgânico na lavoura respeitando a época, forma de aplicação e a cultura recomendada. Ainda, determina-se a análise das características físicas e químicas do solo com o intuito de verificar a aptidão do solo (SEMA, 2014).

Como observado nos parágrafos anteriores, às legislações vêm sendo cada vez mais restritivas perante o reconhecido potencial poluidor ambiental da suinocultura. O grande desafio, sob estas condições, consiste no uso de instrumentos capazes de harmonizar a continuidade da atividade com o uso racional dos recursos naturais e a preservação da

qualidade ambiental. O licenciamento ambiental é um desses instrumentos, sendo competência dos Estados e, portanto, havendo diferenças conceituais e técnicas entre legislações, mesmo no caso de Estados tradicionais na atividade e com histórico de conflitos ambientais. Nos estados do PR e SC a atividade suinícola se caracteriza por alta concentração da atividade que, por sua vez, gera maiores custos ambientais aos produtores, ao contrário de SP, no qual a legislação mostra-se pouco rigorosa.

A suinocultura paulista se caracteriza, predominantemente, por um sistema de produção independente, ou de especialização, por apresentarem estrutura de comercialização via mercado. O produtor se responsabiliza por todos os ciclos de produção do suíno, sendo responsável pela compra dos insumos (medicamentos e rações) e também pelo controle sanitário da granja. Neste caso, a produção não é destinada exclusivamente a um frigorífico; tanto o suinocultor quanto a indústria trabalham de forma independente. Ao contrário das integrações, que trabalham com maior controle de plantel, cada integrado é responsável por um ciclo de produção e planejamento da produção e abate (TAKITANE, 2001; TAKITANE; LUCAS JUNIOR, 2002).

3.3.4. Outros instrumentos legais

Além dos instrumentos apresentados anteriormente, existe uma série de outras ferramentas legais que estão relacionadas ao controle ambiental da atividade suinícola, de caráter voluntário ou de comando e controle (BRASIL).

i) Lei n. 7.347, de 24 de julho de 1985: lei de interesses difusos, que trata da ação civil pública de responsabilidade por danos causados ao meio ambiente, ao consumidor e ao patrimônio artístico, turístico ou paisagístico. Pode ser requerida pelo Ministério Público (a pedido de qualquer pessoa) ou por uma entidade constituída há pelo menos um ano.

ii) Lei n. 4.771, de 15 de setembro de 1965: determina a proteção de florestas nativas e define como áreas de preservação permanente uma faixa de 30 a 500 metros das margens dos rios (dependendo da largura do curso d'água), de lagos e reservatórios.

iii) Lei n. 9.605, de 12 de fevereiro de 1998: reordena a legislação brasileira no que se refere às infrações e punições. A partir dela, a pessoa jurídica, autora ou co-autora da infração

ambiental, pode ser penalizada, chegando à liquidação da empresa se ela tiver sido criada ou usada para facilitar ou ocultar crime ambiental.

iv) Lei n. 9.433, de 08 de janeiro de 1997: Em 1992 foram formalizados alguns princípios para o gerenciamento dos recursos hídricos mundiais, que foram denominados *Princípios de Dublin* que definem os seguintes preceitos sobre a água: deve ser gerenciada de forma conjunta entre Governo, sociedade e empresas; trata-se de um recurso finito e com valor econômico; e as mulheres têm um papel central na sua provisão e proteção.

3.3 ESTRATÉGIAS NUTRICIONAIS E REDUÇÃO DO PODER POLUIDOR

A excreção de nutrientes pode ser reduzida por diferentes estratégias nutricionais, de maneira a maximizar a utilização dos alimentos, e consequentemente reduzir o potencial poluidor. As estratégias consideradas nesta pesquisa foram: enzima fitase e minerais orgânicos, e redução da proteína bruta da ração com suas propriedades para alimentação de suínos.

3.3.1 Enzima Fitase

Atualmente, sabe-se que os maiores avanços tecnológicos na nutrição animal são obtidos pelas opções de uso de novos ingredientes ajustados às exigências nutricionais. Dentre as enzimas exógenas, a fitase merece destaque, uma vez que é largamente utilizada no mundo em dietas para animais não ruminantes, principalmente aves e suínos. Bedford (2000) e Nagashiro (2007) citam que as principais razões para a inclusão da fitase nas rações dos animais são o aumento no valor nutritivo das matérias primas, havendo disponibilização de nutrientes como o fósforo, proporcionando melhora no ganho de peso e conversão alimentar, além de secundariamente, ocorrer redução no custo da dieta devido à diminuição na utilização de ingredientes de custo elevado. Há também redução dos efeitos negativos do ácido fítico, que complexa aminoácidos, minerais bivalentes e amido, além da potencialização das enzimas endógenas. Outro item a se destacar é a redução da contaminação ambiental devido à redução

da excreção de substâncias potencialmente poluentes não digeridas, tais como fósforo e nitrogênio.

Estima-se que 70% do fósforo dos vegetais sejam indisponíveis para não ruminantes (SILVA et al., 2005). De acordo com Lehninger et al. (1993), fósforo fítico é a designação dada ao fósforo que faz parte da molécula do ácido fítico (hexafosfato de inositol) encontrado nos vegetais. Por causa do seu grupo ortofosfato, altamente ionizado, este complexa com uma variedade de cátions (Ca, Fe, Cu, Zn, Mn e Mg) e grupo amina de alguns aminoácidos (lisina, arginina, histidina e outros). Este complexo caracteriza o fitato como um fator antinutricional por diminuir, além da disponibilidade de minerais, também a de proteínas (MORRIS, 1986). O ácido fítico é um complexo orgânico que ocorre naturalmente nas plantas para uso durante a germinação, formando uma variedade de sais insolúveis com cátion mono, di e trivalentes (FIALHO et al., 2008; SANTOS, 2012).

A enzima fitase (mio-inositol hexafosfato fosfohidrolase) é uma fosfatase que catalisa a hidrólise do ácido fítico a fosfato de inositol, myo-inositol e fósforo inorgânico (JONGBLOED et al., 1994; VATS; BANERJEE, 2004). A fitase é produzida comercialmente pelos fungos do gênero *Aspergillus* através de técnicas de recombinação de DNA (FIREMAN; FIREMAN, 1998). Este aditivo alimentar tem sido incorporado às rações com a finalidade de melhorar a eficiência de produção dos animais pelo aumento da digestão de produtos de baixa qualidade e redução na perda de nutrientes nas fezes, além de reduzir a necessidade de suplementação com fósforo inorgânico, diminuindo custos e melhorando a utilização do fósforo e outros nutrientes presentes nos alimentos (SILVA et al., 2005).

De acordo com Krabbe (2012), para que a utilização das enzimas seja bem sucedida, algumas condições são essenciais 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 (temperatura, pH e tempo).

Segundo Lüdke et al.(2000), a fitase tem sido amplamente estudada em dietas de suínos e aves. Vale frisar que nos vegetais cerca de dois terços do fósforo encontram-se ligados aos fitatos e essa quantidade seria suficiente para atender às funções essenciais dos suínos, se não fosse sua baixa disponibilidade, variando de 15% a 50%, dependendo do vegetal. Assim, há necessidade de suplementar fósforo com fontes inorgânicas para atender as exigências visando o máximo desempenho dos animais.

A fitase não está presente no trato gastrointestinal de monogástricos em quantidades suficientes (LÜDKE et al., 2000). Uma vez que os animais não possuem a enzima fitase

endógena, o fósforo presente nas ligações não consegue ser hidrolisado para posteriormente ser absorvido pelo trato digestório, sendo eliminado nas excretas quase na sua totalidade. O modo de ação da enzima fitase consiste no mecanismo de transferência do grupo fosfato do substrato para enzima e da enzima para água (FIREMAN; FIREMAN, 1998).

Além de aumentar a disponibilidade do fósforo, a utilização de fitase também melhora a disponibilidade de outros minerais, como magnésio, cobre, ferro e zinco (ADEOLA et al., 1995). Fireman e Fireman (1998) observaram que suínos apresentaram diminuição na quantidade de fezes excretadas quando se adicionou níveis crescentes de fitase. Silva et al. (2005) verificaram que a fitase reduziu de forma linear a excreção fecal de manganês, mas não afetou a excreção de zinco e magnésio nas fezes dos suínos.

Lüdke et al. (2000) trabalharam com suínos na fase de crescimento e avaliaram a quantidade de nitrogênio, fósforo e cálcio consumidos e excretados. Observaram que à medida que os níveis de fitase foram aumentados (0, 300, 600 e 900UF/kg) os níveis de suplemento inorgânico foram reduzidos. Os teores de cálcio foram reduzidos em 10% em relação à dieta controle (sem fitase e com fosfato inorgânico) e foram utilizados níveis de proteína bruta. Os autores concluíram que níveis entre 421 a 466 UF/kg da dieta proporcionaram redução nas quantidades de nitrogênio, fósforo e cálcios excretados, amenizando a carga de poluição ambiental. Machinsky et al. (2010) concluíram que a adição da fitase (500 UF/Kg) na ração melhora a retenção de P, reduzindo a excreção fecal e urinária deste elemento para suínos com 24 kg de peso vivo. Resultado diferente do obtido por Cromwell et al. (1995), em que a suplementação de baixo nível de fósforo com adição de fitase, aumentou a absorção deste elemento, mas não houve redução na excreção pelas fezes.

3.3.2 Minerais orgânicos

As exigências nutricionais de minerais exibidas pelo National Research Council (NRC) são criticadas por serem muito baixas para serem recomendadas para as linhagens de suínos atuais. A maior parte destas exigências foi determinada há algumas décadas ou simplesmente estimadas (RUTZ; MURPHY, 2009). Com isso, nutricionistas frequentemente utilizam níveis mais elevados de minerais, grande parte das vezes baseando-se em seu próprio conhecimento prático. Esta situação pode causar risco de uma interação adversa entre

minerais, bem como aumentar os níveis excretados dos mesmos, sendo prejudicial ao meio ambiente (LEESON, 2008).

A partir desta problemática, foram desenvolvidos os minerais orgânicos para propiciar melhor metabolismo e desempenho dos animais. A Association American Feed Control Oficial - AAFCO (2000) define que os minerais orgânicos como íons metálicos ligados quimicamente a uma molécula orgânica, formando estruturas com características únicas de estabilidade e de alta biodisponibilidade mineral. Eles são melhor absorvidos, mais passíveis de propiciar um melhor desempenho, qualidade de carcaça, tempo de prateleira de produtos avícolas e suínolas, entre outros. A sua eficiência, entretanto, pode variar conforme a maneira que é produzida.

Assim, a utilização dos minerais na forma orgânica torna-os biodisponíveis, aumentando a sua utilização pelos monogástricos. Além disso, podem garantir a suplementação de microelementos com dosagens inferiores às normalmente utilizadas com os ingredientes inorgânicos, reduzindo os requisitos do nutriente para os animais e consequentemente sua excreção nos dejetos (PEREIRA et al., 2009).

O uso de minerais orgânicos, denominados assim por estarem ligados a certos aminoácidos, permite que sejam absorvidos pelos mesmos transportadores das moléculas orgânicas. Dessa forma, os minerais orgânicos podem ser absorvidos pelo organismo em maiores quantidades, possivelmente por não sofrerem influência competitiva de outros minerais ou elementos que possuam cargas e que estão presentes normalmente no conteúdo do trato gastrointestinal (AMMERMAN et al., 1995).

Em alguns estudos relatou-se que a disponibilidade aparente do quelato de zinco e cobre foi 106% e 120%, respectivamente, quando comparada com fonte inorgânica desses minerais, sulfato de zinco e sulfato de cobre (SECHINATO, 2003). Em contrapartida, Cheng et al. (1998) demonstraram que $ZnSO_4$ e o complexo Zn-lisina foram igualmente eficientes na absorção de Zn e no crescimento em suínos jovens.

Outros benefícios dos minerais orgânicos são a melhor conversão alimentar, ganho de peso e menor custo na produção (APCS, 2004). De acordo com Close (1999), observou-se que suínos alimentados com Cu orgânico obtiveram desempenho similar aos animais suplementados com Cu inorgânico.

3.3.3 Redução da proteína bruta da ração

A formulação de dietas com níveis reduzidos de proteína bruta (PB) tem sido preconizada, mediante a suplementação de aminoácidos industriais, uma vez que têm sido associados à otimização na utilização dos nutrientes da dieta e consequente redução no poder poluidor (CANH et al., 1998; ZANGERONIMO et al., 2007).

Segundo Parson e Baker (1994), o conceito de proteína ideal considera utilização de dietas com níveis reduzidos de proteína bruta, ou seja, é definido como sendo o balanço exato de aminoácidos capaz de prover, sem excesso ou déficit, as exigências de todos os aminoácidos necessários para a manutenção e máxima deposição protéica no organismo. Já as dietas que não seguem o conceito de proteína ideal, utilizam altos níveis protéicos que sobrecarregam a digestão, absorção e eliminação do nitrogênio não aproveitável, sendo uma forma de poluição ambiental (BERTECHINI, 2006).

Estudo realizado por Kerr e Easter (1995), mostrou que cada ponto percentual de redução da proteína bruta da ração diminui em 8% o nitrogênio excretado nos dejetos. Desse modo, o balanceamento aminoácido adequado na dieta quando se trabalha com níveis reduzidos de PB e quantidades significativas de aminoácidos industriais na ração é importante para o melhor aproveitamento do nitrogênio exógeno pelos animais (ZANGERONIMO et al., 2007).

Um estudo realizado por Orlando et al. (2005) verificou que a utilização de redução de proteína bruta com suplementação de aminoácidos industriais em leitões machos castrados proporcionou redução da excreção de nitrogênio, além de não prejudicar o desempenho dos animais. Relandeau et al. (2000) realizaram uma compilação de trabalhos que avaliaram redução da proteína bruta da ração com suplementação de aminoácidos sintéticos sobre o desempenho de suínos, e observaram que em 21 trabalhos consultados a redução da proteína bruta da ração não prejudicou o desempenho dos animais e relataram que o teor de proteína bruta para suínos na fase de terminação pode ser reduzido para 12%, corroborando com os resultados encontrados por Orlando et al. (2005).

3.4 VALORAÇÃO DE RECURSOS NATURAIS E DOS DEJETOS

3.4.1 Economia e meio ambiente

A degradação ambiental e a redução da disponibilidade de recursos naturais ganharam foco da sociedade, pesquisadores e economistas. Atualmente existe grande preocupação com a qualidade e quantidade dos recursos naturais ainda existentes.

A relação entre a atividade econômica e a natureza torna-se cada vez mais íntima, principalmente a partir da percepção das limitações dos recursos naturais, fazendo-se necessário o desenvolvimento de novos instrumentos para incorporar os efeitos das atividades de produção e consumo sobre o meio ambiente. Neste contexto surgiram os métodos de valoração econômica ambiental que podem ser usados como instrumentos analíticos para uma avaliação e aplicabilidade na busca de melhor eficiência alocativa dos recursos ambientais.

Segundo Hanemann (2005), até a década de 70, acreditava-se que o valor econômico de um bem era mensurado através de seu preço. Essa concepção apenas abrangeria bens transacionados no mercado, logo, o meio ambiente, e bens públicos não teriam valor de mercado. Assim, a economia passou a desenvolver outros procedimentos operacionais que abrangessem a valoração de bens não transacionados no mercado (STAMP et al., 2013).

O surgimento do novo procedimento operacional está relacionado com a nova interpretação do capital entre as décadas de 60 e 70 (STAMP et al., 2013). Esta nova interpretação abrangeu outras formas de capital: o capital humano, visto como produto do investimento no próprio indivíduo; capital social, que representa o estoque existente de relações sociais em uma comunidade e que gera benefícios para os seus participantes; entre outras, como, por exemplo, o capital natural (BECKER, 1993).

Segundo os fundamentos da Economia Ambiental, que pode ser considerada uma vertente da Economia Neoclássica, os recursos naturais não seriam necessariamente finitos, o que faz com que não existam maiores preocupações acerca da impossibilidade de manutenção do ritmo das atividades produtivas (VARIAN, 2003). A economia ambiental considera os problemas ambientais como externalidades das atividades econômicas. Estas ocorrem quando as possibilidades de consumo de um agente são afetadas pela utilização do recurso por outro

agente, podendo ser positivas – caso a ação de um indivíduo beneficie o outro – ou negativas – caso resulte em custos para terceiros (VARIAN, 2003).

As externalidades são manifestações das falhas do mercado, uma vez que o sistema de preços deixa de organizar a economia de forma socialmente ótima, com os custos privados diferenciados dos custos sociais. Por isso, utilizando o instrumental analítico da economia neoclássica, tenta-se de forma real ou simulada, valorar essas externalidades (PIGOU, 1912; COASE, 1960).

As externalidades têm como principais causas a definição imprecisa do direito de propriedade e seu caráter involuntário. Por exemplo: a poluição é causada de forma não intencional e o agente poluidor não arca com os custos gerados por ela por não ser cobrado, já que os recursos naturais podem não ter proprietários precisamente definidos (PERRINGS, 1987; ROMEIRO, 1999; CONTADOR, 2000; MUELLER, 2007). Assim, o preço de mercado pode não refletir o real custo de produção do bem ou serviço. Os custos relacionados aos ativos ambientais acabam, portanto, sendo considerados nulos, podendo levá-los à exaustão ou degradação total (MARQUES; COMUNE, 1996).

De acordo com Pearce e Turner (1990) e Nogueira et al.(2000), a avaliação monetária das externalidades deveria ser realizada a partir de técnicas de simulação do mercado (valoração contingente, método do custo de viagem, método de preços hedônicos, dentre outros). Entretanto, Norgaard (1997) salienta que a questão crucial na valoração do meio ambiente é que ela não pode existir à parte das escolhas morais e da tomada de decisão política.

O perigo de atribuir-se valor monetário a bens e serviços ecológicos é tanto de levar, por um lado, a que se acredite que eles valem aquilo que os cálculos mostram, quanto de fazer, por outro, pensar que ativos naturais possam ser assim somados a ativos construídos pelos humanos, tornando-os substituíveis. Na essência do conceito, porém, a sustentabilidade ecológica deve ser vista como manutenção de estoques físicos de capital natural, não a de seus correspondentes valores monetários (DALY, 2002).

A Figura 3 traz um modelo de ação prática do planejamento de valoração ambiental. O processo de valoração consiste basicamente no estabelecimento de uma relação entre um agente valorador (indivíduo), que se vale de um suporte valorativo, constituído de métodos e técnicas disponíveis; e um bem ou fenômeno a ser valorado (objeto) (MOTTA, 1997).

Figura 3 – Decisão de valoração econômica

Fonte: Adaptado de Motta (1997).

Como se pode observar na figura 3, é de suma importância caracterizar adequadamente o objeto a ser valorado, para que não surjam equívocos quanto à interpretação dos dados, das análises e dos cálculos.

3.4.1 Valoração da água

A água doce é um dos recursos naturais essenciais à vida, porém com a crescente industrialização e urbanização, muito países enfrentam e vem enfrentando problemas relacionados com a quantidade e qualidade da água de seus rios, tornando este bem cada vez mais escasso (REBOUÇAS, 2002). A partir desta problemática há a necessidade de se implementar instrumentos de gestão, que consigam uma alocação mais adequada da água entre os seus usuários (LEITE; VIEIRA, 2010).

Adam Smith em *Riqueza das Nações*, 1776, distingue dois significados para valor, sendo o de uso e o de troca. O de uso expressa a utilidade de um objeto em particular, enquanto que o de troca tem o poder de comprar outros bens. Para exemplificar os significados de valor, o autor utiliza a água e os diamantes, de forma que nenhum outro bem é

mais útil do que a água, mas, ao mesmo tempo, dificilmente consegue-se trocá-lo por algum outro bem. Por outro lado, os diamantes não possuem valor de uso, mas podem ser trocados por uma quantidade de bens. Já Platão observou que “Apenas o que é raro é valioso, e água, que é a melhor de todas as coisas é também a mais barata” (BOWLEY, 1973).

Platão e Smith expressam que o preço de um bem não precisa refletir o seu verdadeiro valor (HANEMANN, 2005). Esta analogia ocorre atualmente, em que nada é cobrado pela água em si, apenas é cobrado o serviço de distribuição do bem, o que instintivamente leva muitos indivíduos a ignorarem o valor econômico da água (STAMP et al., 2013).

Contextualizando a valoração da água, esta pode ser classificada tanto como um bem público quanto um bem privado de acordo com Samuelson (1954). A água pode ser classificada como um bem privado quando utilizada por consumidores (uso doméstico), na agricultura ou na indústria, e classificada como um bem público quando se considera o habitat aquático para recreação ou para desfrutar como paisagem. Existe, assim, uma dificuldade de definir bens que não são puramente privados ou públicos (BUCHANAN, 1965).

De acordo com Organization for Economic Co-Operation and Development (OECD) (1994), a água é um recurso sujeito a demandas competitivas e, portanto deve ser tratada como um recurso que possui valor, de forma que a cobrança estimule a eficiência do mesmo e evite o uso excessivo. Entretanto, a água também é considerada como um bem social, uma vez que é uma necessidade básica para todos.

Uma maneira de solucionar o problema do uso intenso e inadequado da água é estabelecendo uma tarifa para ela, de acordo com a quantidade utilizada por cada agente (STAMP et al., 2013). Anderson (1983) propõe o modelo de mercado, “Direitos de Propriedade”, os quais podem ser individuais, coletivos ou podem pertencer ao Estado. O modelo de mercado funciona através da transferência de água dentro da bacia hidrográfica, dentre e entre setores. As partes negociam as transferências e os preços entre si, decidem a alocação e o uso dos recursos hídricos sem qualquer interferência de uma agência externa.

Entretanto, Young (1996) aponta possíveis dificuldades de medir a quantidade utilizada por cada setor devido às suas características físicas e externalidades. Além disso, o método proposto por Anderson (1983) apresenta regras mal definidas e dificilmente se chegará à alocação correta da água para a valoração. Segundo Young (1986), o ideal para o funcionamento do mercado da água seria a combinação com o governo. Já Coase (1960) sugere que as partes envolvidas na negociação do valor de um bem não tenham qualquer interferência do Estado.

Motta (1998) discute o modelo de negociação em que os usuários da água negociam sua cobrança e a sua locação. Este modelo com origem na política francesa consiste em dois tipos de arranjos institucionais, sendo: a agência da bacia hidrográfica, responsável pelo planejamento técnico, fiscalização e aplicação da tarifa. O comitê da bacia que discute e negocia a respeito dos objetivos da organização, das taxas e de investimentos em diversos setores. O comitê é composto por moradores, agricultores, indústrias, ambientalistas, entre outros. Portanto, a concessão de direito e a cobrança pelo uso da água são efetuados com base em critérios técnicos e administrativos.

Os Comitês de Bacias Hidrográficas como: Paraíba do Sul, Piracicaba, Capivari, Jundiaí (PCJ), São Francisco e Doce são exemplos atuantes no Brasil, mas ainda passam por alguns ajustes, alguns ainda não estão funcionando e outros como o PCJ já estão mais avançados (AGÊNCIA NACIONAL DE ÁGUAS – ANA, 2013).

No Brasil, a Lei 9.433 de 08/01/1997, que instituiu a Política Nacional de Recursos Hídricos incorpora a outorga pelo direito de uso e a cobrança da água, coordenado pela ANA. A lei define a água como recurso natural limitado, dotado de valor econômico, que pode ter usos múltiplos (consumo humano, produção de energia, transporte e lançamento de esgotos). Além do mais, a lei prevê a descentralização da gestão dos recursos hídricos, contando com a participação do Poder Público, usuários e comunidades. Para tanto, são considerados como instrumentos na política das águas: os Planos de Recursos Hídricos (por bacia hidrográfica), a outorga de direitos de uso das águas, a cobrança pelo uso da água, os enquadramentos dos corpos d'água e o sistema de informações sobre recursos hídricos (CAMPOS; CAMPOS, 2014).

No entanto, segundo Soares Junior et al.(2004), a Lei 9.433 de 08/01/1997 é dúbia a respeito de qual instrumento é compatível com a cobrança pelo uso da água. Existe uma dúvida se as licenças negociáveis seriam compatíveis com o direito de uso sobre a água, embora, na opinião dos autores, existam vários indícios contrários à criação de um mercado de água. Outra condição discutida por esses autores diz respeito às instituições públicas, de forma que as mesmas devem assegurar e fiscalizar os direitos do modelo de mercado, e as instituições privadas devem administrar o sistema. Os autores ainda apontam como as atuais instituições pública federal (Agência Nacional de Água – ANA e Secretaria de Recursos Hídricos), estadual e municipal (Secretaria de Meio Ambiente), e Local (Comitê de Bacia) irão interagir em um sistema de mercado. Por outro lado, com a possibilidade de cobrança pelo uso da água poderá ocorrer uma maior racionalização em seu uso, diminuindo assim o

grande desperdício que ainda continua ocorrendo em alguns estabelecimentos (DALLA COSTA et al., 2000).

No cenário internacional o preço pago pela água corresponde apenas ao custo envolvido na sua distribuição, não existindo nenhuma tarifa da água que reflita o seu valor real econômico em sua grande maioria (HANEMANN, 2005). Segundo o mesmo autor, nos países, como Inglaterra, Alemanha e França, as tarifas se referem a taxas administrativas e não são elaboradas com base no valor econômico.

De acordo com Lanna (1999), nos países europeus a cobrança pelo uso da água tem diferentes objetivos, sendo os principais relacionados à viabilização financeira dos sistemas hídricos e a racionalização dos usos da água. Na Alemanha, o sistema de cobrança é realizado pela derivação de água bruta, sendo cobrado diferentemente em cada província. No Reino Unido, a cobrança é realizada através de uma tarifa única referente para um determinado volume de água, dependendo do volume de água utilizado paga-se uma tarifa anual. Na França, a cobrança é realizada levando-se em consideração a escassez de água e o quanto retorna ao meio ambiente. No mesmo país, a cobrança agrícola é realizada de acordo com as estimativas do volume de água derivado durante o período de estiagem (LANNA, 1999).

Segundo Hanemann (2005), nos Estados Unidos a cobrança do uso da água para a agricultura é muito mais baixa do que no uso residencial. Essa diferença ocorre devido à água para irrigação não ser tratada e não devolver um sistema de distribuição que envolve pressão. Além disso, o preço estabelecido para a cobrança é realizado com base no custo histórico do sistema, o objetivo não é obter lucro na venda da água, mas sim de prover um bem público.

A seleção do método para valorar a água é condicionada por diversos fatores, entre eles as características do uso da água, a disponibilidade de informação e da capacidade de quem faz a valoração. Existem vários métodos para valorar os distintos usos da água em diferentes países. Porém, alguns desses métodos exigem dados técnicos e econômicos raramente disponíveis ou que envolvem complexos procedimentos de modelagem econômica. Outra restrição importante para aplicação de alguns dos métodos é a necessidade de elaboração de orçamentos (custos e receitas) (CAMPOS; CAMPOS, 2014).

Apesar de no Brasil a legislação ainda ser dúbia como descrito por Soares Junior et al.(2004), os pré-requisitos necessários para a viabilidade um mercado de água no Brasil indicam que esse sistema ainda não é viável, pois a escassez de água no país ainda não é considerada grave, e que a legislação ainda não estabelece todos os mecanismos no que diz respeito à definição dos direitos de propriedade. Ressalta-se, dessa forma, a importância de

estudos a respeito do papel das instituições na gestão das águas, método de valoração e alocação do recurso.

3.4.2 Valoração dos dejetos

A produção agrícola brasileira é responsável por 23% do PIB (CENTRO DE ESTUDOS AVANÇADOS EM ECONOMIA APLICADA-CEPEA, 2013). Segundo o Relatório Anual de Perspectivas Agrícolas 2010-2019 (FAO e OCDE), o Brasil terá a maior produção agrícola do mundo na década atual e será o principal fornecedor mundial de produtos agropecuários. O Brasil é o quarto maior consumidor de fertilizantes do mundo, com uma demanda de 31,08 milhões de toneladas de produtos, sendo destes 13,43 milhões de toneladas de nitrogênio, fósforo e potássio, e com uma média de crescimento 6% nos últimos 25 anos, ficando atrás da China, Índia e Estados Unidos (ASSOCIAÇÃO NACIONAL PARA DIFUSÃO DE ADUBOS - ANDA, 2013; CUNHA et al., 2014). Em relação ao consumo de fertilizantes por cultura, a soja e o milho foram responsáveis por 54% da demanda de fertilizantes no país, com respectivos 34% e 20% (INTERNATIONAL FERTILIZER INDUSTRY ASSOCIATION - IFA, 2013).

A formulação básica dos fertilizantes é uma combinação de três macronutrientes: nitrogênio (N), fósforo (P) e potássio (K). As formulações são compostas basicamente de acordo com a cultura a ser aplicada, tipo e origem do solo, condições físico-químicas da terra, região geográfica e a produtividade desejada. Além do NPK, os fertilizantes podem ser formulados dependendo das condições do solo, região e ainda com outros macronutrientes como: enxofre, magnésio e cálcio; e micronutrientes: ferro, manganês, zinco, cobre, cobalto, molibdênio, boro, cloro e silício (INSTITUTO AGRONÔMICO – IAC, 2014).

A dependência do Brasil por fertilizantes comerciais pode ser considerada um gargalo para o crescimento de produtividades e produções, além disso, vale ressaltar a grande variação de preços nos mercados internacionais (ANDA, 2013). Um exemplo dessa dependência é o fósforo. Sendo este um elemento limitado na natureza, as rochas de fosfato que contém fósforo são utilizadas para produção de fertilizantes comerciais. Há uma projeção de que nos próximos 60 a 130 anos essa fonte natural acabe (SOMMER, 2013). No período de 2007-2008 houve uma crise global no suprimento de rochas de fosfato e aumento na produção de

fertilizantes, com isso o preço do fósforo aumentou 100%, demonstrando o desequilíbrio entre oferta e demanda pelo elemento (CORDELL et al., 2009). Segundo Rosamarin (2004) é estimado que aproximadamente 250 milhões de toneladas de fósforo foram retiradas desde 1950.

A partir dessa problemática, há a busca de alternativas tecnológicas para resolver esta dependência. A reciclagem agrícola poderia ser uma alternativa, devido a duas consequências: o aumento da criação de animais e a especialização da agricultura (SOMMER, 2013). Assim permitiria que os elementos minerais e a matéria orgânica contidos nos dejetos excretados pelos animais retornassem ao solo em prol da produção vegetal (SCHMIDT FILHO, 2006). Entretanto, a questão levantada por Fleming et al. (1998) ainda é debatida: se os dejetos de suínos são um recurso valioso que os agricultores podem utilizar para reduzir o custo de fertilizantes na produção agrícola, ou um subproduto que deve ser eliminado no mínimo custo? A reposta desta pergunta assumiu um papel de destaque em muitos Estados que enfrentam o aumento da regulamentação da criação de suínos, principalmente em relação à questão ambiental dos dejetos (FLEMING et al., 1998).

A utilização do dejetos de suínos como fertilizante pode substituir total ou parcialmente o uso de fertilizantes comerciais no solo por possuir elementos químicos que poderão ser absorvidos pelas plantas, da mesma forma que aqueles dos fertilizantes químicos, sendo esta utilização amplamente adotada, por ser de fácil operação nas propriedades rurais. Ainda, muitos argumentam que um sistema integrado de lavoura e criação animal é o melhor exemplo de um sistema de exploração econômica e ambientalmente sustentável (CASSMAN et al., 1995; FLEMING et al., 1998; SEGANFREDO, 2005, OGBUEWU et al., 2012; SOMMER, 2013).

Segundo Konzen (1983), os dejetos suínos são formados por fezes, urina, resíduos de ração, pêlos dos animais, água dos bebedouros e de higienização, e outros materiais advindos da criação. O dejetos propriamente dito é constituído pelas fezes dos animais que, normalmente, pode apresentar grandes variações em seus componentes, dependendo do sistema implantado, como a quantidade de água e nutrientes presentes na composição da dieta dos animais. Os dejetos contêm matéria orgânica, nitrogênio (N), fósforo (P), potássio (K), cálcio (Ca), sódio (Na), magnésio (Mg), manganês (Mn), ferro (Fe), zinco (Zn), cobre (Cu) e outros elementos incluídos nas dietas dos animais (DIESEL et al., 2005).

A quantidade de dejetos a ser aplicada no solo depende do valor fertilizante, do resultado da análise do solo e das exigências da cultura a ser implantada. Para se evitar a

adição de alguns nutrientes em quantidades superiores às exigidas, o cálculo deverá ser realizado tomando por base o nutriente cuja quantidade seja satisfeita com a menor dose do adubo orgânico. Além disso, destaca-se que é importante conhecer as características físicas e químicas dos dejetos, tais como: matéria seca, pH e densidade. O ideal é coletar amostras dos dejetos nas esterqueiras e enviar para análises químicas e físicas nos laboratórios. Mas também se pode utilizar o densímetro, que permite estimar a densidade e a composição dos nutrientes e assim calcular a dose adequada a ser aplicada para uma determinada cultura (OLIVEIRA, 2003; OGBUEWU et al., 2012).

Diversos estudos visaram comprovar a eficiência dos dejetos como fertilizantes orgânicos, valorando esses dejetos com o intuito de demonstrar a possível substituição sem prejudicar a cultura e trazendo benéficos econômicos, além de ser uma possível alternativa ambientalmente positiva.

Estudo realizado pela Epagri e pela Embrapa Suínos e Aves (1995) comparou o custo da aplicação de dejetos em dois sistemas de aplicação na plantação de milho, sendo tanque tratorizado e aspersão com dose anual de $40 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$, em áreas que variaram de 6 a 60 hectares. O estudo demonstrou que em até 24 hectares adubados, os custos de ambos se equipararam. À medida que a área fertilizada cresceu, os custos da aspersão decresceram mais do que o tanque tratorizado. A adubação de 60 hectares, com tanque, mostrou um custo R\$3,80 por m^3 aplicado, enquanto que, com a aspersão, esse valor decresceu para R\$ 1,80 por m^3 , um custo 52,6% menor.

Um levantamento realizado por Key et al. (2011) no período de 1998-2009 nos Estados Unidos observou que a utilização de dejetos tem crescido gradualmente, diminuindo consequentemente a utilização de fertilizantes comerciais nas lavouras. Este resultado indica esforço dos produtores em causar menor impacto ambiental e respeitar as políticas ambientais do país em relação ao balanceamento dos nutrientes provenientes dos resíduos dos animais.

Estudo realizado por Pelletier e Kenyon (2000) analisou a viabilidade econômica da utilização de dejetos avícolas como fertilizantes considerando o transporte dos mesmos, e concluíram que até uma distância de 100 km a utilização do resíduo seria economicamente viável. Pelletier et al. (2001), analisaram a utilização do dejetos avícola versus a utilização de fertilizante comercial. Os autores observaram que a utilização dos dejetos diminuiria os custos com fertilizantes em US\$ 14 milhões por ano nas fazendas do Estado de Virginia. Já Collins e Basden (2006), no oeste do Estado de Virginia observaram que mesmo que a utilização do

dejeito seja economicamente viável em alguns países, os fazendeiros locais não realizariam a substituição dos fertilizantes sem um programa de subsídio.

Lichtenberg et al. (2002) analisaram a viabilidade econômica de dejetos de aves em Maryland em plantações e florestas. As suas estimativas demonstraram que o resíduo oferece significativa vantagem econômica em relação aos fertilizantes químicos.

Por meio dos estudos citados na literatura de valoração de dejetos pode-se observar que em sua maioria são realizados nos Estados Unidos, considerando tanto os diferentes resíduos da produção animal como também o transporte dos mesmos para as plantações. Porém, os trabalhos utilizam diferentes métodos e metodologias para realizar a valoração.

3.5 MANEJO DOS DEJETOS

Para Diesel et al. (2002), o dejeito suíno na sua forma mais comum, líquida, possui uma quantidade de matéria seca muito baixa, em torno de 6%. A matéria seca indica o grau de diluição do esterco e o valor fertilizante. Os valores de matéria seca são bastantes variáveis mesmo dentro de um mesmo tipo de criação. Ainda segundo aqueles autores, estas variações são devidas ao tipo de alimentação, idade dos animais e local de coleta. Essa grande quantidade de água dificulta o transporte do mesmo a grandes distâncias. Portanto, devem ser estudadas e realizadas, preferencialmente, formas de tratamento, tais como:

- Redução da carga poluidora, para aumentar a quantidade de dejeito a ser lançado sobre o solo;
- Aumento do seu valor nutritivo para uso como adubo, que evite perda de nutrientes por volatilização e lixiviação; e
- Eliminação da água presente para viabilizar o transporte do mesmo para outras regiões.

3.5.1 Uso dos dejetos como fertilizante

O dejetos suíno contém nutrientes essenciais às plantas motivando o seu uso como adubo. Essa tem sido a principal forma de disposição final desse resíduo nas propriedades suinícolas, que, com isso reduzem a dose e o custo da aquisição de adubos e fertilizantes comerciais (BERTO, 2004). O aproveitamento como fertilizante pode ser em lavouras, pastagens, pomares e áreas de reflorestamento, além dos sistemas de fertirrigação, para melhoria de matéria orgânica em solos pobres (EMBRAPA, 2003). No entanto, em relação aos adubos comerciais, que podem ser formulados de acordo com as necessidades da cultura e do solo, o dejetos suíno apresenta proporções relativamente constantes entre os teores de nutrientes contidos. Essas proporções geralmente diferem das recomendações de adubação do solo e culturas (CASSOL et al., 2011; VANEECKHAUTE et al., 2012; VANEECKHAUTE et al., 2013).

Quando o dejetos suíno é aplicado sucessivamente sem análise do solo e das exigências da cultura de predileção, pode provocar incrementos desproporcionais na disponibilidade dos nutrientes minerais no solo (CELA et al., 2010; SCHERER et al., 2010; CASSOL et al., 2011). Entretanto, o fornecimento de nutrientes pelo dejetos suíno e outros efeitos químicos, físicos e biológicos favoráveis que ele promove no solo geralmente aumentam o rendimento de grãos, como o do milho (CERETTA et al., 2005a; SCHERER et al., 2007). Além de o biofertilizante melhorar a estrutura do solo, deixa-o mais permeável e solto, facilitando à penetração das raízes que conseguem absorver melhor a umidade do subsolo, proporcionando melhores condições as plantas nos períodos de longa estiagem (SCHERER et al., 2007).

Outra vantagem advinda da aplicação de biofertilizante é proporcionar à terra uma estrutura mais porosa, permitindo maior penetração do ar na zona explorada pelas raízes. Assim, a respiração dos vegetais é facilitada, obtendo melhores condições para se desenvolver (WALKER et al., 2010). Além disso, os dejetos possuem um papel importante como condicionadores de solo e como meio para aumentar os níveis de matéria orgânica (os quais tendem declinar com o cultivo sucessivo).

Todavia, para que isso aconteça sem danos ao meio ambiente, deve-se obedecer a um criterioso plano técnico de manejo e adubação, considerando a composição química dos dejetos, a área a ser utilizada, a fertilidade e tipo de solo, as exigências da cultura a ser implantada e a forma de aplicação. Caso contrário, corre-se o risco de que o solo, as águas

superficiais e subterrâneas e o ar sejam contaminados pelos dejetos (SCHERER et al., 1996; BARNABÉ, 2000; SEGANFREDO, 2000).

Entre os entraves decorrentes do uso do dejetos suíno como fertilizante destaca-se o excessivo enriquecimento de nutrientes no solo, sobretudo na camada até 5 cm de profundidade (CERETTA et al., 2003; SCHERER et al., 2010; CASSOL et al., 2011). Além disso, a viabilidade econômica deve ser avaliada, principalmente a relação custo/benefício, desde seu tratamento, transporte e aplicação na cultura de predileção.

3.5.2 Tecnologias para o manejo dos dejetos: esterqueira e biodigestor

Há várias possibilidades de efetuar o tratamento de dejetos animais, sendo a mais usada e estudada, por exigir menos mão de obra, é o armazenamento em esterqueira e posterior aplicação no solo (KUNZ et al., 2004a). As esterqueiras, desde que corretamente dimensionadas e operadas, são uma opção de baixo custo de implantação para produtores que possuem áreas de cultivo suficientes para que os resíduos possam ser utilizados como fertilizante orgânico. As recomendações para essa prática devem ser respeitadas levando em conta o balanço de nutrientes, imprescindível para nortear a tomada de decisão e mitigar os impactos ambientais (SEGANFREDO, 1999; BARTHOLOMEU et al., 2007).

Para esterqueiras, o tempo de armazenamento recomendado para estabilização da matéria orgânica e inativação de patógenos, segundo Kunz et al. (2005), gira em torno de 120 dias (as legislações estaduais apresentam variações com relação à exigência e ao período de retenção). Durante o armazenamento, o dejetos sofre degradação anaeróbia, podendo ocorrer liberação de gases responsáveis pela geração de odores, principalmente nos meses de verão, quando o aumento da temperatura ambiente favorece a atividade biológica e a volatilização de gases. Neste sistema convencional, os dejetos são manejados gerando fertilizante na forma líquida (KUNZ et al., 2005).

Os dejetos de suínos podem ser utilizados na fertilização de lavouras trazendo ganhos econômicos ao produtor rural, sem comprometer a qualidade do solo e do meio ambiente. Para isso, é fundamental a elaboração de um plano técnico de manejo e adubação, considerando a composição química dos dejetos, a área a ser utilizada, a fertilidade e tipo de

solo e as exigências da cultura a ser implantada (TAKITANE, 2001; TAKITANE; LUCAS JUNIOR, 2002; OLIVEIRA et al., 2003; BARTHOLOMEU et al., 2007).

A questão dos custos de transporte e distribuição dos dejetos também deve ser considerada nesse contexto. Apesar do valor agrônômico dos dejetos, sua utilização na agricultura deve ser feita de maneira cuidadosa, de modo a não provocar danos ao ambiente e que seja, ao mesmo tempo, economicamente viável (SCHERER et al., 1996; SEGANFREDO, 2000).

A utilização de biodigestores é uma alternativa tecnológica para o gerenciamento dos dejetos de suínos, o que permite a agregação de valor ao resíduo mediante a utilização do biogás (SCHULTZ, 2007). O biodigestor é um equipamento muito utilizado para o tratamento de dejetos dos suínos, formado por um tanque revestido com pedra, alvenaria ou geomembrana de PVC e coberto com uma lona que possibilite a sua expansão para armazenar gases (DALMAZO et al., 2009). Os dejetos são armazenados por um período de vinte e oito dias a trinta dias, tempo suficiente para que ocorra a fermentação anaeróbica. Desse processo biológico surgem o biogás e o biofertilizante (DIESEL et al., 2002). O biodigestor, além produzir o biogás e o biofertilizante, consegue remover a carga orgânica dos dejetos, diminuir os odores e eliminar microrganismos potenciais causadores de doenças (DALMAZO et al., 2009).

O tratamento dos dejetos em biodigestores reduz a carga orgânica em 84%, podendo atingir até 96%, quando auxiliados por agentes bacterianos (KONZEN, 2007). Além da carga orgânica, Konzen (2006) observou reduções de fósforo total (40%), cobre total (40%) e zinco total (22%). Com a adição de agentes bacterianos, as reduções atingiram 91%, 96% e 97%, respectivamente, para fósforo, cobre e zinco.

Atualmente existem vários modelos de biodigestores visando aumentar tanto a eficiência quanto a redução de custos de equipamentos (KUNZ et al., 2004b). No entanto, o sistema ainda enfrenta algumas limitações, principalmente no que diz respeito ao entendimento, que falta aos usuários, de alguns aspectos microbiológicos básicos, vitais ao adequado funcionamento do sistema.

Alguns estudos propõem diferentes métodos de investigação na utilização de dejetos e o custo dos mesmos como fertilizantes, porém em sua grande maioria, os cenários investigados são nos Estados Unidos, principalmente as áreas de grande concentração de criação de suínos, e em alguns países europeus.

O estudo realizado por Fleming et al. (1998) comparou dois tipos de sistema de armazenamento de dejetos de suínos em Iowa, um sendo sistema de armazenagem de dejetos em lagoa anaeróbica, que permite que o nitrogênio escape para atmosfera e o fósforo permaneça no fundo da lagoa e o outro método foi esterqueira que permite conservar o teor de nutrientes do dejetos. O resultado foi que o dejetos armazenado no sistema de esterco possui maior volume de nutriente e, conseqüentemente, reduziria a quantidade a ser comprada de fertilizantes industriais. No caso de Iowa, o fertilizante ideal seria a base de fósforo, por isso o sistema de esterqueira foi mais vantajoso, mas isto não ocorre em todas as áreas dos Estados Unidos, segundo os autores. Vale ressaltar que o estudo apenas visou à utilização de dejetos nas plantações sem levar em consideração o custo das normas ambientais.

Os estudos demonstram que os produtores enfrentam várias barreiras para implementar os programas de tratamento de dejetos, tais como elevados investimentos e custos operacionais para as técnicas de processamento, legislação (por exemplo, licenciamento para construção de instalações de tratamento de dejetos) e aceitação pelos agricultores e da sociedade. Essas barreiras limitam a aplicação dos dejetos nas lavouras, mas os criadores de suínos podem e devem adaptar suas práticas de gestão de dejetos em muitos casos. Este fato irá ajudar a reduzir seus custos de produção devido à redução dos gastos com combustível, eletricidade, além dos ganhos ambientais (OENEMA et al., 2012).

A utilização de biodigestores tem sido retomada nos últimos anos, possivelmente pela crise energética que enfrenta o país desde o início deste século, e diversas instituições públicas e privadas voltaram a pesquisar, como por exemplo, a EMBRAPA, e a difundi-los como uma alternativa possível de utilização do sistema de manejo dos dejetos, pois ele permite a redução da poluição atmosférica provocada pelo metano e outros gases e possibilita a geração de energia. Além disso, produz um biofertilizante de boa qualidade (MIRANDA, 2005).

A retomada da discussão em torno dos biodigestores apresenta alguns aspectos que são essenciais para que não se cometam os mesmos erros do passado. Deve-se atentar para que os biodigestores não sejam divulgados como uma “solução definitiva, e sim como parte de um processo, haja vista que este sistema possui limitações” (MIRANDA, 2005). Além disso, deve-se atentar que o processo de operação de um biodigestor possui uma série de detalhes técnicos que devem ser respeitados para que a produção do biogás seja economicamente viável (KUNZ et al., 2004).

3.5.3 Transporte e distribuição logística dos dejetos

O transporte de cargas agrícolas pode utilizar vários modais, sendo o transporte rodoviário o mais utilizado, por movimentar em torno de 61,1% das mercadorias de acordo com Anuário Exame Infraestrutura 2013-2014.

Segundo Lima (2003), este tipo de modal destaca-se por alguns conflitos devido ao valor do frete causado pelo alto grau de pulverização do setor. Esta alta pulverização ocorre pela facilidade de entrada de competidores no setor consequente pela baixa regulamentação. As características desse modal são: maior flexibilidade e agilidade, fazendo com seja indicado para fluxos de menores distâncias de distribuição pulverizada e baixa capacidade de carga (OLIVEIRA et al., 2010).

Independentemente do tipo de estrutura montada para armazenamento e tratamento dos dejetos, os custos de distribuição e aplicação são pagos pelos produtores, que os aplicam na produção vegetal. Os cálculos econômicos de armazenamento, tratamento e distribuição são importantes para facilitar as decisões sobre as alternativas mais vantajosas a serem adotadas para redução do custo. Perante esses cálculos econômicos, o produtor deve definir sua estrutura de gastos de acordo com a sua necessidade local e detalhar corretamente o conjunto de equipamentos a serem utilizados para distribuição. A distância a ser percorrida entre o armazenamento/tratamento e distribuição do dejetos é variável, assim sendo, deve ser inserida no custo variável.

A distribuição dos dejetos como biofertilizante depende da quantidade de dejetos produzidos pela granja, bem como o local no qual será distribuído este material: se na plantação da própria propriedade, ou em locais mais distantes. Este pode ser transportado e distribuído por diversos tipos de veículos e equipamentos, como, por exemplo, com o conjunto de trator/tanque, ou utilização de caminhão tipo truck/tanque. A distribuição pode ser com equipamentos de aspersão, aplicação uniforme, ou com tanques tratorizados, e com aplicação uniforme e/ou localizada (KOZEN, 2006).

Como já mencionado, quando manejados corretamente, os dejetos podem contribuir para os aumentos dos teores de matéria orgânica do solo, através dos seus atributos químicos e fisiológicos, podendo aumentar a produtividade das culturas (GAYA, 2004).

De uma forma histórica, a aplicação de dejetos animal é muito antiga. Os chineses utilizavam dejetos humano e animal como fertilizantes há mais de 200 anos. No começo do

século 20 a fertilização na agricultura era feita por dejetos nos Estados Unidos e Europa. Nesses tempos os benefícios eram apreciados para enriquecer as plantações, porém as indústrias começaram a produzir fertilizantes após a II Guerra Mundial, e a partir de então os dejetos começaram a ser encarados como um problema e não mais como um recurso (JENSEN, 2013). Oenema et al. (2009), estimam que apenas cerca de 50% de nitrogênio excretado pelas produções animais são utilizados na agricultura como fertilizante na União Européia.

No caso da cultura do milho, Evans et al. (1977), avaliaram durante dois anos nos Estados Unidos a produtividade dos grãos em função da aplicação de dejetos suíno, fertilização mineral e parcela sem adubação (tratamento controle) em um solo franco siltoso, verificando que a produtividade com aplicação de dejetos foi superior à testemunha em 2.642 kg ha^{-1} , mas não diferiu da adubação mineral. Scherer et al. (1984), mostraram que adubação com $3,5 \text{ t ha}^{-1}$ de esterco de suínos em base seca supriu a cultura do milho em macronutrientes, proporcionando rendimentos equivalentes aos obtidos com adubação mineral, assim não havendo limitação de disponibilidade de esterco na propriedade, seu emprego justifica-se economicamente para doses até $4,2 \text{ t ha}^{-1}$ em base seca.

Scherer et al. (1986), comparando a produtividade de milho com e sem aplicação de dejetos, verificaram que o uso de $40 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$ como única fonte de nitrogênio (o equivalente a uma aplicação de 40 kg ha^{-1} de nitrogênio mineral na forma de ureia), proporcionou um incremento médio de 1.320 kg ha^{-1} . Em estudos realizados por Konzen e Alvarenga (2002), a produtividade de milho em função da adubação com dejetos de suínos ficou entre 5.200 a 7.600 kg ha^{-1} , enquanto Trentin et al. (2002), aplicando 20 , 40 e $80 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$ de dejetos de suínos verificaram produções de $3,3$; $5,6$ e $6,5 \text{ Mg ha}^{-1}$ de milho, respectivamente.

Pesquisas realizadas pela Embrapa Milho e Sorgo observaram que os resultados agronômicos e econômicos da produção de milho com adubação de dejetos de suínos, mostram altas produtividades (6.000 kg ha^{-1}) e uma melhor relação custo/benefício (KONZEN et al., 1998, 2000, 2002, 2003).

Cassol et al. (2012), conduziram um estudo por 10 anos em campo, visando estimar a dose adequada de dejetos suíno (DS) em lavoura de milho cultivado sob plantio direto, onde foram avaliados os atributos químicos do solo e o rendimento da cultura em resposta a aplicações anuais dos tratamentos: DS nas doses de 0 , 25 , 50 , 100 e $200 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$; adubo solúvel (AS); e DS mais adubo solúvel (DS+AS). Observaram que o DS não alterou o pH do solo, porém, em doses a partir de $100 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$, aumentou os teores de Ca^{+2} e de P e K do solo.

O rendimento médio anual de milho respondeu às doses de DS seguindo o modelo quadrático, no qual a dose de $84 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$ possibilitou a obtenção de 90 % do valor máximo. Seidel et al. (2010) avaliaram a produtividade e a absorção de nutrientes pela cultura do milho, utilizando-se dejetos de suínos criados em sistema de ciclo completo. Os tratamentos que receberam ureia em cobertura foram superiores aos tratamentos que receberam dejetos de suínos em cobertura. Porém observaram que não houve diferença estatística entre os tratamentos que receberam adubação química (NPK) e os tratamentos que receberam dejetos de suínos, indicando que a utilização do dejetos de suíno como biofertilizante pode ser uma boa alternativa.

MATERIAL E MÉTODO

4 MATERIAL E MÉTODO

4.1 DADOS DO EXPERIMENTO

Os dados zootécnicos utilizados nesta pesquisa foram provenientes de experimento realizado nas instalações do Sistema de Produção de Suínos da Embrapa Suínos e Aves, localizada em Concórdia SC em 2009 (PALHARES et al., 2009; PALHARES et al., 2010). Utilizou-se 80 suínos machos castrados do cruzamento Landrace x Large White, com média de 77 dias de idade e 30 kg de peso vivo, durante 17 semanas (119 dias). Os animais foram distribuídos em delineamento inteiramente casualizado. A unidade experimental (repetição) foi considerada a baia com quatro animais. A água e a alimentação foram fornecidas *ad libitum* por todo período experimental e as formulações seguiram as Tabelas Brasileiras para Aves e Suínos (ROSTAGNO et al., 2005) para cada período dentro das fases. As rações estabelecidas foram: crescimento I (dos 30 aos 50 kg) crescimento II (dos 50 aos 70 kg), terminação I (dos 70 aos 100 kg) e terminação II (dos 100 aos 130 kg). As análises bromatológicas foram realizadas no Laboratório de Bromatologia da Embrapa Suínos e Aves, Concórdia SC. No anexo A, B, C e D são apresentadas as formulações das dietas.

Os tratamentos foram:

T1: Dieta com nível alto de proteína bruta e suplementação mínima de aminoácidos (Dieta Controle);

T2: T1 com redução do nível de proteína bruta, mediante a suplementação de lisina, metionina, treonina e triptofano industriais, considerando o conceito de proteína ideal;

T3: T1 com a inclusão de 0,010 (%/kg de dieta) fitase e redução dos teores de cálcio e fósforo da dieta;

T4: T1 com a suplementação de 40% de minerais orgânicos (Cu, Zn e Mn) e 50% de minerais inorgânicos;

T5: T1 combinando os tratamentos anteriormente descritos.

Todas as dietas eram isocalóricas e formuladas com base em aminoácidos digestíveis utilizando o conceito de proteína ideal, variando-se apenas os nutrientes em estudo, e baseadas em milho, farelo de soja e óleo de soja.

Nas dietas dos Tratamentos 4 e 5 os conteúdos de cobre, zinco e manganês foram suplementados com minerais inorgânicos e orgânicos na proporção de 56% e 44%, respectivamente, representando 10% de redução no total de suplementação destes minerais em comparação aos níveis desses minerais no premix com apenas minerais inorgânicos. Os demais microminerais foram suplementados conforme valores apresentados nas Tabelas Brasileiras para Aves e Suínos (ROSTAGNO et al., 2005). As dietas foram fareladas e a fitase foi adicionada à dieta seguindo a recomendação do fabricante e o percentual de redução de P e Ca nas dietas seguiu as recomendações do produtor da enzima.

4.1 CARACTERÍSTICAS DE DESEMPENHO ZOOTÉCNICO

As pesagens foram realizadas semanalmente em cada uma das fases experimentais. Na fase de crescimento e de terminação as pesagens ocorreram a partir da chegada dos animais e nas trocas de rações de cada fase, sendo, período I, de 1 a 4 semanas (Crescimento I), período II, de 5 a 7 semanas (Crescimento II), período III, 8 a 11 semanas (Terminação I), período IV, de 12 a 17 semanas (Terminação II) e o total, de 1 a 17 semanas de experimento. As variáveis analisadas nesses períodos foram: peso médio, ganho médio diário de peso, consumo diário de ração e conversão alimentar.

4.2 CONSUMO DE ÁGUA

Cada baia possuía um galão com capacidade de 50 l, colocado de forma suspensa. Diariamente o volume do galão era repostado, assim a diferença entre a capacidade do galão e o volume repostado gerou o resultado do consumo diário de água por baia, que dividido por quatro animais, propiciou o consumo médio de água por animal. O galão estava conectado ao bebedouro de cada baia que era do tipo “ecológico”.

4.3 RETENÇÃO E EXCREÇÃO DE MATÉRIA SECA, NITROGÊNIO, FÓSFORO, POTÁSSIO, COBRE E ZINCO

Cada baía possuía uma canaleta independente e impermeabilizada com lona plástica. Os dejetos foram quantificados coletando-se, semanalmente, a quantidade gerada por cada baía. Após a coleta do volume total da canaleta, o dejetos foi pesado, sendo o volume dividido por quatro e por sete dias, tendo-se o resultado em m³/animal/dia.

As fezes e urina foram analisadas quanto à concentração de N, P, K, Cu e Zn. A determinação do nitrogênio total das amostras foi realizada pelo método de Kjeldahl; o P pelo método colorimétrico; o Cu e o Zn por espectroscopia de absorção atômica; K por fotometria de chama.

Para a determinação da eficiência de cada nutriente estudado foi ajustado o consumo de ração e a quantidade de dejetos para 100% de matéria seca. Para o cálculo foi utilizada a seguinte fórmula:

$$Y_{mi} = \left(\frac{E_{mi}}{I_{mi}} \right) \times 100 \quad (1)$$

Onde: Y_{mi} é percentual de perda do nutriente excretado m (%) pelo animal a partir do consumo da dieta do tratamento i ; E_{mi} é a quantidade de nutriente m excretado (g/dia) a partir do consumo da dieta do tratamento i e I_{mi} é a quantidade de nutriente m ingerido (g/dia) a partir do consumo da dieta do tratamento i .

4.4 ANÁLISES ECONÔMICAS

Os dados experimentais descritos no item anterior foram utilizados para a realização das análises econômicas. Na sequência, serão apresentados os materiais e métodos utilizados para tais análises.

4.4.1 Cálculo da margem bruta de comercialização

A primeira análise econômica foi o cálculo da margem bruta de comercialização (MB). A mesma foi baseada no consumo e no custo das rações de cada tratamento (incluindo os dispêndios adicionais com a inclusão da enzima fitase e de minerais orgânicos e inorgânicos). Foram consideradas as cinco estratégias de nutrição, representadas pelos cinco tratamentos e os períodos: Crescimento I, Crescimento II, Terminação I, Terminação II e o total, de 1 a 17 semanas de experimento. Não houve variação na alocação de trabalho e capital entre os tratamentos, uma vez que o manejo, equipamentos e as instalações foram idênticos, por isto esses fatores não foram considerados nos cálculos.

Para o cálculo dos custos das dietas foram considerados os preços médios mensais históricos – para um período de 10 anos – dos ingredientes que as compõem. Os preços históricos foram obtidos junto a bases de dados públicos, tais como o Centro de Estudos Avançados em Economia Aplicada (CEPEA/ESALQ/USP), o Instituto de Economia Agrícola (IEA, da Secretaria da Agricultura do Estado de São Paulo), a Companhia Nacional de Abastecimento (Conab), a Fundação Getúlio Vargas (FGV), dentre outras bases.

Os preços mensais dos ingredientes da dieta foram obtidos na sua unidade original, para o período compreendido entre novembro de 2003 e novembro de 2013 e, em seguida, convertidos em kg. Além disso, os preços foram deflacionados pelo Índice Nacional de Preços ao Consumidor (INPC, 2013) para o período de novembro de 2013. A justificativa para se trabalhar com dados históricos de preços se baseia no fato de que a maioria dos produtos de origem agropecuária apresenta significativa variação sazonal. Portanto, preços históricos tendem a representar mais satisfatoriamente a realidade.

Os preços de premix, e outros suplementos que eventualmente não constaram nas bases mencionadas, foram obtidos por meio de cotações diretamente junto às empresas fornecedoras, entre novembro de 2003 e novembro de 2013. O preço do quilo (kg) da carcaça foi obtido pelo Centro de Estudos Avançados em Economia Aplicada (CEPEA/ESALQ/USP).

Para o cálculo das margens brutas, utilizou-se o método proposto por Vidal et al. (2014). As fórmulas utilizadas para os cálculos da margem bruta de comercialização (MB) (R\$), da receita total (RT) (R\$) e do custo da dieta (CD) (R\$) de cada tratamento são apresentadas a seguir:

$$MB_i = RT_i - CD_i \quad (2)$$

$$RT_i = (Pvm_i \times Na_i) \times P_i \quad (3)$$

$$CD_i = Cr_i + Cf_i + Cm_i \quad (4)$$

Nas quais: Pvm_i é o peso vivo médio do tratamento i ; Na_i é o número de animais no tratamento i ; P_i é o preço do quilo da carcaça obtida no tratamento i ; Cr_i é o custo da ração fornecida aos animais no tratamento i ; Cf_i é o custo da fitase incluída no tratamento i , quando for o caso; e Cm_i é o custo do mineral orgânico incluído na dieta do tratamento i , se for o caso.

4.4.2 Eficiência econômica na utilização dos nutrientes

Visto que um dos principais desafios relacionados à nutrição dos suínos e seu impacto ambiental é a elevada porcentagem de minerais que não são aproveitados, implicando em dejetos com potencial poluidor significativo, objetivou-se realizar a mensuração da eficiência econômica na utilização dos nutrientes pelos animais. Esta eficiência foi calculada a partir da estimativa das perdas econômicas dos nutrientes não aproveitados diretamente pelos animais.

O primeiro passo foi atribuir valor econômico para os nutrientes contidos em cada ingrediente da dieta e, na sequência, somarem-se os valores em todos os ingredientes que compõem determinada dieta, através da análise bromatológica de cada tratamento. Para tanto, assume-se a premissa de que o valor de cada elemento componente de um ingrediente é diretamente proporcional à sua participação em massa no referido ingrediente.

O valor econômico do nutriente m na dieta referente ao tratamento i é representado pelo custo desse nutriente na dieta (CM_{mi}) (R\$/kg) e pode ser assim obtido:

$$CM_{mi} = \sum_g Prd_g \times Qd_{gi} \times \frac{Pm_{mg}}{MS_g} \quad (5)$$

Na qual Prd_g é o preço do ingrediente g (R\$/kg), Qd_{gi} é a quantidade do ingrediente g na dieta do tratamento i (kg), Pm_{mg} é o percentual de nutriente m no ingrediente g (% na matéria seca) e MS_g é o percentual de matéria seca no ingrediente g (% de matéria original).

A partir do custo do nutriente na composição da dieta (expressão 5) e da sua excreção (expressão 1), mensurada por Y_{mi} , obteve-se a perda econômica (Pec_{mi}) (R\$/ano) pela não utilização do mesmo pelo animal.

$$Pec_{mi} = CM_{mi} \times \frac{Y_{mi}}{100} \quad (6)$$

Para esta perda econômica Pec_{mi} , o estudo simulou granjas de pequeno, médio e grande porte, considerando a estrutura produtiva do Estado de São Paulo (ASSOCIAÇÃO PAULISTA DE CRIADORES DE SUÍNOS- APCS, 2014). De acordo com as informações fornecidas pela APCS (2014), caracterizou-se como pequeno porte granjas com até 300 matrizes, médio porte de 301 a 1.000 matrizes e de grande porte acima de 1.001 matrizes. Para realizar as análises, fixou-se a utilização de granjas com 300, 650 e 1.001 matrizes, especificamente.

Assim, a eficiência econômica EE_{mi} da utilização do nutriente m a partir da dieta i , em relação ao custo total da dieta pode ser obtida por:

$$EE_{mi} = \frac{CM_{mi} - Pec_{mi}}{CM_{mi}} \quad (7)$$

Utilizando-se esta lógica, é possível calcular, para uma determinada dieta i , a perda econômica Pec_i (%) não apenas de um nutriente m , mas de um conjunto:

$$Pec_i = \sum_m CM_{mi} \times \frac{Y_{mi}}{100} \quad (8)$$

De forma análoga, a eficiência econômica EE_i (%) do uso de nutrientes, em relação ao custo total da dieta CD_i , pode ser assim obtida:

$$EE_i = \frac{CD_i - Pec_i}{CD_i} \quad (9)$$

4.4.3 Valoração da água

A valoração dos recursos hídricos foi realizada seguindo as diretrizes do Comitê das Bacias Hidrográficas dos Rios Piracicaba, Capivari e Jundiaí (2007). A escolha por tais diretrizes se deve ao fato de que o Comitê é o que está mais avançado no que se refere à cobrança pelo uso da água no país, definindo parâmetros objetivos de valoração. O valor cobrado pela água foi baseado na água bruta, sendo o valor considerado de 2015 (Tabela 1).

Tabela 1 – Preços unitários básicos na cobrança da água pelo Comitê das Bacias Hidrográficas dos Rios Piracicaba, Capivari e Jundiá

Tipo de uso	Unidade	2015
Captação de água bruta	R\$/m ³	0,012
Consumo de água bruta	R\$/m ³	0,024
Lançamento de efluentes	R\$/kg de DBO	0,118
Transposição de bacia	R\$/m ³	0,018

Fonte: Agência Nacional de Águas (ANA), (2014).

Nesta análise, considerou-se apenas as cinco estratégias nutricionais utilizada no estudo, não extrapolando para as granjas de pequeno, médio e grande porte com base no Estado de São Paulo, para que houvesse maior sensibilidade na demonstração na água de dessedentação e valoração da água.

As fórmulas apresentadas pela Deliberação Conjunta dos Comitês PCJ 078/07, de 05/10/2007 foram adaptadas para atender os objetivos da pesquisa, uma vez que as fórmulas da Deliberação enfocam a poluição pontual e o manejo dos dejetos foi considerado uma fonte difusa.

Primeiramente, calculou-se o valor do consumo de água ($Vcap_i$) (R\$/ano) de dessedentação de cada tratamento i anualmente, considerou-se $Vcap_i$ igual ao consumo, uma vez que não tínhamos o valor captado de água, obtido a partir de:

$$Vcap_i = Qcap_i \times PUB \text{ consumido} \quad (10)$$

Na qual $Qcap_i$ é o consumo de água anual pelo tratamento i (m³), $PUB \text{ consumido}$ é o preço do consumo de água bruta (R\$).

A partir disso, foi calculado o valor rural ($Vrural_i$) (R\$/ano) em que se considerou o valor consumido, $Vcap_i$ (R\$/ano) e $Cons_i$ (m³) o consumo de água pelos animais no tratamento i .

$$Vrural_i = (Vcap_i \times PUB \text{ captado} \times 2,4) + (Vcap_i \times PUB \text{ consumido} \times 2,4) \times Kt_i \quad (11)$$

O $PUB \text{ captado}$ é o preço de captação da água bruta (R\$), considerou-se para o cálculo anual de consumo de água o índice zootécnico de 2,4 partos/matriz/ano. O Kt_i é o coeficiente que leva em conta as boas práticas de uso e conservação da água no imóvel rural onde se dá o uso de recursos hídricos. Portanto, Kt_i considera a tecnologia adotada. Para tanto, o estudo adaptou Kt dos sistemas de irrigação para a realidade dos tratamentos utilizados através de uma escala conforme Tabela 2, onde o T5, tratamento com maior desenvolvimento de recurso nutricional recebeu menor Kt em relação ao T1, tratamento com menor recurso envolvida.

Tabela 2 – Escala de Kt_i conforme os recursos nutricionais utilizadas

Tratamentos*	Kt
T1	0,30
T2	0,25
T3	0,20
T4	0,15
T5	0,10

Tratamentos*: 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: Elaboração da autora baseando-se em Comitê das Bacias Hidrográficas dos Rios Piracicaba, Capivari e Jundiaí (2007).

O próximo passo foi o cálculo da carga orgânica lançada no corpo hídrico. No estudo substituiu-se DBO (demanda bioquímica de oxigênio) pela quantidade de fósforo total e de nitrogênio dos dejetos. Os cálculos da quantidade total de fósforo, VP_{total_i} e da quantidade total de nitrogênio, VN_{total_i} , se deram por (R\$/ano):

$$VP_{total_i} = Cp_i \times PUB_{efluente} \times KUF \quad (12)$$

$$VN_{total_i} = Cn_i \times PUB_{efluente} \times KUF \quad (13)$$

Em que Cp_i é a quantidade total anual excretada de fósforo no tratamento i , Cn_i é a quantidade total anual excretada de nitrogênio pelo tratamento i ; $PUB_{efluente}$ é o preço de lançamento de efluentes (R\$) e KUF a eficiência do uso do fósforo e nitrogênio como fertilizante, conforme Tabela 3.

Tabela 3 – Escala de KUF conforme o balanço de nutrientes e condições climáticas na utilização do dejetos como fertilizante

KUF	Situação como fertilizante
1,00	Uso sem considerar o balanço de nutrientes
0,90	Uso considerando o balanço de nutrientes
0,80	Uso considerando o balanço de nutrientes e condições climáticas

Fonte: Elaboração da autora baseando-se em Comitê das Bacias Hidrográficas dos Rios Piracicaba, Capivari e Jundiaí (2007).

Os Cp_i (kg) e Cn_i (kg) foram calculados através das expressões:

$$Cp_i = P_i \times Qd_i \quad (14)$$

$$Cn_i = N_i \times Qd_i \quad (15)$$

Onde, 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 a quantidade total excretada de dejetos pelo tratamento i por média aritmética.

A partir de $Vrural_i$ e $VPtotal_i$, calculado pelas expressões 11, 12 e 13 foi calculado o $VPtotal_i$ (R\$/ano), sendo este o valor final a ser pago pela água utilizada pelos tratamentos com base no elemento fósforo. Já para a quantidade do nitrogênio o $VNtotal_i$ (R\$/ano) foi obtido pelas expressões 11, 12 e 14.

$$VPtotal_i = Vrural_i + VPtotal_i \quad (16)$$

$$VNtotal_i = Vrural_i + VNtotal_i \quad (17)$$

4.4.4 Valoração dos dejetos

Nesta etapa da pesquisa, a partir dos dados de composição dos dejetos, foram realizadas estimativas econômicas do seu potencial fertilizante. Para bases da quantidade de dejetos, o estudo extrapolou os dados experimentais para granjas de pequeno, médio e grande porte. A valoração dos dejetos ocorreu por meio de sua transformação em equivalente-fertilizante comercial, de modo a permitir a atribuição de valores de mercado, considerando os elementos nitrogênio, fósforo e potássio (NPK).

O valor do dejetos originado do tratamento i , considerando o potencial fertilizante do elemento nele contido (VLR_{im}), pôde ser calculado por meio da expressão 18:

$$VLR_{im} = \left(\frac{QD_i \times MP_{mi}}{\alpha_{mf}} \right) \times PF_f \quad (18)$$

Sendo QD_i a quantidade ou o volume do dejetos produzido pelos animais do tratamento i ; MP_{mi} a composição percentual do elemento m contido nos dejetos do tratamento i , α_{mf} o coeficiente técnico que representa o percentual do elemento de interesse na composição do fertilizante comercial f , e PF_f o preço de mercado do fertilizante comercial f .

A título de ilustração, supondo-se que o elemento em análise seja o nitrogênio, o fertilizante comercial considerado foi a ureia e o coeficiente α_{mf} seria de 60% de N, devendo ser informado pelo fabricante. Para o fósforo, o fertilizante comercial foi o superfosfato simples e para o potássio foi o cloreto de potássio.

Para os fertilizantes comerciais, ureia, superfosfato simples e cloreto de potássio foram considerados os preços médios mensais históricos – para um período de 10 anos. Os preços históricos foram obtidos junto ao Instituto de Economia Agrícola (IEA, da Secretaria da Agricultura do Estado de São Paulo). Os preços mensais dos produtos foram obtidos, na sua unidade original, no período de novembro de 2003 a novembro de 2013 e, em seguida, convertidos em kg. Esses preços foram deflacionados pelo Índice Nacional de Preços ao Consumidor (INPC, 2013), para o período de novembro de 2013. A justificativa para se trabalhar com dados históricos de preços se baseia no fato de que a maioria dos produtos de origem agropecuária apresenta significativa variação sazonal, como já mencionado.

$$VLT_i = \sum_m \left(\frac{QD_i \times MP_{mi}}{\alpha_{mf}} \right) \times PF_f \quad (19)$$

Para bases do cálculo de construção, o estudo levou em consideração granjas de pequeno, médio e grande porte para efetuar a simulação. Considerou-se o modelo de biodigestor tubular com manta plástica, conhecido como biodigestor canadense ou *plug-flow* (MANUAL DE TREINAMENTO EM BIODIGESTÃO, 2008). A figura 4 traz o esquema de fluxo que se pode utilizar em uma granja comercial, desde a produção até o tratamento dos dejetos.

Como se pode observar na figura 4, as granjas comerciais podem utilizar um ou mais tipo de tratamento dos dejetos, esterqueira e/ou biodigestor.

O tamanho deste tipo de biodigestor é calculado pela relação entre a altura e comprimento, sendo recomendada a razão 1:5. O sistema é escavado no solo e revestido no fundo por manta plástica, normalmente por polietileno de alta densidade (PEAD). Para que ocorra o adequado dimensionamento do biodigestor, é necessário conhecer o volume de dejetos produzidos pelo sistema estudado (KONZEN, 2006).

Considerou-se que na gestação, cada fêmea produz em média 0,0162 m³ de dejetos/dia, na maternidade 0,027 m³ de dejetos/dia, na creche cada leitão produz 0,0014m³/animal/dia, os machos produzem 0,009 m³ de dejetos/dia (KUNZ, 2005). Na fase de crescimento e terminação, foram utilizados os dados provenientes de cada tratamento da pesquisa, sendo expresso em m³ de dejetos/dia. A partir desses dados foi possível dimensionar a estrutura de armazenamento esterqueira e biodigestor. Além disso, considerou-se para o cálculo anual de produção dos dejetos os índices zootécnicos sendo: 2,4 partos/matriz/ano, 11,22 terminados/matriz/ano e o número de machos pela relação 1:20 fêmeas (MARTINS et al., 2012).

A construção dos biodigestores obedece a algumas etapas e critérios, sendo o tempo de retenção hidráulica (28 a 30 dias) e nas quantidades de dejetos produzidas por fase (KONZEN, 2006).

A esterqueira foi projetada no formato retangular, revestida internamente com lonas plásticas (PVC ou PEAD) por apresentar maior rapidez e facilidade de implantação e assim impedindo infiltração do dejetos no solo. Para o correto dimensionamento da esterqueira foi considerado a capacidade de produção de dejetos com a utilização da equação sugerida por Kunz et al. (2004a):

$$V_i = Vd_i \times Ta \quad (20)$$

Onde, V_i é o volume total de dejetos produzidos (m³/dia) no tratamento i ; Vd_i é volume de dejetos produzido (em m³/dia) no tratamento i e Ta é o tempo de armazenamento (estipulado no mínimo de 120 dias).

Após o cálculo do volume do dejetos de cada tratamento, este foi multiplicado por 1,4, valor referente à profundidade do nível líquido do sistema.

Foi considerado o tempo de armazenamento de 120 dias dos dejetos na esterqueira conforme preconizado para as regiões Centro-Oeste e Sudeste do Brasil (GAMA, 2003; MIRANDA, 2005; (informação verbal) ¹).

O material sugerido como revestimento interno e externo para construção do biodigestor e esterqueira são as geomembranas de PVC ou PEAD. A PEAD apresenta boa resistência contra diversos agentes químicos, bom desempenho a baixas temperaturas, boas características de resistência e solda, porém pode ocorrer formação de rugas conforme o tempo de uso. Já o PVC apresenta boas características de resistência mecânica e fácil de ser soldada, mas apresenta baixo desempenho a altas e baixas temperaturas, baixa resistência aos raios ultravioleta e a alguns elementos químicos (SHAMA; LEWIS, 1994; BUENO; VILAR, 2004).

Tanto para a esterqueira quanto para o biodigestor é recomendado que tenha uma profundidade de 2,5 metros para que haja condições aeróbias, permitindo uma pequena estabilização dos dejetos durante a fase de armazenamento, de 120 dias e 30 dias para esterqueira e biodigestor, respectivamente (KUNZ et al., 2004a). Após os cálculos do volume de dejetos produzidos, foi considerada margem de segurança de 20%, somada à produção diária de dejetos de cada tratamento, devido a possíveis adições de água nas canaletas e/ou esterqueiras que podem ocorrer em condições de campo (PALHARES et al., 2009).

As figuras 5, 6, 7 e 8 trazem os cortes esquemáticos da construção do biodigestor, tomando como exemplo a granja de 300 matrizes e o tratamento 5, revestido com lona plástica em diferentes vistas.

¹COMUNICAÇÃO PESSOAL DIRETORIA AGROPECUÁRIA SUÍNOS E AVES JBS. Ricardo Yuiti Nagae e João Paulo Sigolo Teixeira Bastos, 2014.

Figura 5 – Corte esquemático de um biodigestor revestido com lona plástica vista frontal

Fonte: Pereira (2014).

Figura 6 – Corte esquemático de uma esterqueira revestida com lona plástica vista longitudinal

Fonte: Pereira (2014).

Figura 7 – Corte esquemático de uma esterqueira revestida com lona plástica vista frontal

Fonte: Pereira (2014).

Figura 8 – Corte esquemático de uma esterqueira revestida com lona plástica vista frontal e comprimento do arco da flecha de altura

Fonte: Pereira (2014).

Como se pode observar nas Figuras acima, os cortes esquemáticos na construção do biodigestor exemplificam o método de cálculo volumétrico estipulado neste estudo.

Os custos dos serviços foram levantados nos sites da PINIWEB[®] (2014) e FDE[®] Fundação para o Desenvolvimento da Educação, (2014), utilizando tabelas de etapas, atividades e serviços e catálogos técnicos da Ecocasa[®] (2014). Foi calculado e totalizado o custo da construção de cada item para a implantação de biodigestor e esterqueira para as diferentes granjas e materiais.

No estudo foi considerada a altura de 7 m, profundidade de 2,5 m e base de 12 m, tanto para o biodigestor quanto para esterqueira na granja com 300 matrizes e tratamento 5, a partir disso estimou-se o volume total necessário para armazenamento do dejetos e a quantidade de lona superior e inferior a serem utilizadas para os demais tratamentos e granjas (PEREIRA, 2014). As fórmulas utilizadas para os cálculos são apresentadas a seguir:

$$V1_i = \text{Altura} \times \text{profundidade} \times Ldfv_i \quad (21)$$

Onde, $V1_i$ é o volume produzido pelo tratamento i , $Ldfv_i$ é a largura definida para o fundo da cava.

$$Tal_i = \frac{(2,5 \times 2,5)}{2} \times \frac{(Ldfv_i + Cfc_i)}{2} \times 2 \quad (22)$$

Na qual Tal_i é o talude do tratamento i e Cfc_i é o comprimento do fundo da cava do tratamento i .

$$V2_i = \frac{(2,5 \times 2,5)}{2} \times \frac{(base + altura)}{2} \times 2 \quad (23)$$

$$Vt_i = V1_i + Tal_i + V2_i \quad (24)$$

Em que $V2_i$ é o volume produzido pelo tratamento i e Vt_i é o volume total produzido pelo tratamento i .

A partir dessas expressões acima se calculou a quantidade da manta tanto em PVC como em PEAD de 1,00 mm lona superior e manta inferior PVC e PEAD de 0,8 mm.

$$Ms_i = Caf \times Cfc_i \quad (25)$$

$$Caf = \left(\frac{2 \times \alpha \times \pi \times R}{180^\circ} \right) \quad (26)$$

$$Mi_i = altura \times Ldfv_i \quad (27)$$

Em que Ms_i é a manta superior do tratamento i , Ms_i é o comprimento do arco da flecha de altura do tratamento i e Mi_i é a manta inferior do tratamento i .

4.4.6 Custos logísticos para a destinação dos dejetos

Além do valor econômico atribuído intrinsecamente aos dejetos oriundos de diferentes estratégias nutricionais, foi estimada a área geográfica capaz de absorver esse material, sendo escolhida a cultura de milho (*Zea mays* L.) como destino dos dejetos. O milho foi escolhido como cultura de predileção neste estudo devido à sua importância econômica, caracterizada pelas diversas formas de utilização, que vai desde a alimentação humana à alimentação animal. A produção de milho tem acompanhado basicamente o crescimento da produção de suínos e aves, no Brasil e no mundo. Além dos suínos e dos frangos, também fazem parte da demanda por milho para alimentação animal os bovinos e os pequenos animais (CLEMENTE FILHO et al., 2009).

As condições consideradas nesta análise estão de acordo com a recomendação do Instituto Agronômico de Campinas (IAC) (2014) para milho sequeiro, na adubação de

semeadura e adubação de cobertura com metas de produtividade de 6 a 8 t ha⁻¹, caracterizando o tipo de plantação no Estado de São Paulo.

Nas tabelas 4 e 5 são apresentadas as metas de produção do milho safrão em diferentes solos e quantidade de NPK necessária para atingir as metas de produção.

Tabela 4 – Adubação de semeadura de milho safrão com diferentes metas de produção

Adubação de semeadura	N	Solos de alta	Solos de média	Solos de baixa	Solos de alta	Solos de média	Solos de baixa	
Metas de produtividade	kg ha ⁻¹	kg ha ⁻¹ P ₂ O ₅	kg ha ⁻¹ P ₂ O ₅	kg ha ⁻¹ P ₂ O ₅	kg ha ⁻¹ K ₂ O	kg ha ⁻¹ K ₂ O	kg ha ⁻¹ K ₂ O	Zn kg ha ⁻¹
6 - 8 t ha ⁻¹	30-40	80	50	40	80	50	40	2-5
8 - 10 t ha ⁻¹		90	70	50	90	70	50	
10 - 12 t ha ⁻¹		110	90	60	100	80	60	
12 - 14 t ha ⁻¹		120	100	70	110	90	70	

Alta: solos corrigidos, cultivo intensivo de gramíneas ou milho contínuo; primeiros anos de plantio direto; solos arenosos sujeitos a altas perdas por lixiviação.

Média: solos ácidos que serão calcareados antes do cultivo do milho; sucessão com leguminosas; solos em pousio por 2 anos; uso moderado de adubos orgânicos.

Baixa: solos em pousio por longo tempo; cultivo após pastagens (exceto solos arenosos). Cultivo intensivo de leguminosas ou adubo verde; quantidades elevadas de adubos orgânicos.

Fonte: Instituto Agrônomo (2014)

Tabela 5 – Adubação de cobertura de milho safrão com diferentes metas de produção

Adubação de cobertura	Solos de alta	Solos de média	Solos de baixa
Metas de produtividade	kg ha N	kg ha N	kg ha N
6 - 8 t ha ⁻¹	80	50	30
8 - 10 t ha ⁻¹	110	80	60
10 - 12 t ha ⁻¹	140	110	80
12 - 14 t ha ⁻¹	170	150	100

Alta: solos corrigidos, cultivo intensivo de gramíneas ou milho contínuo; primeiros anos de plantio direto; solos arenosos sujeitos a altas perdas por lixiviação.

Média: solos ácidos que serão calcareados antes do cultivo do milho; sucessão com leguminosas; solos em pousio por 2 anos; uso moderado de adubos orgânicos.

Baixa: solos em pousio por longo tempo; cultivo após pastagens (exceto solos arenosos). Cultivo intensivo de leguminosas ou adubo verde; quantidades elevadas de adubos orgânicos.

Fonte: Instituto Agrônomo (2014)

Como se pode observar nas tabelas 4 e 5, as doses de NPK na plantação de milho influenciam as metas de produtividade esperadas. Este fato ocorre devido às culturas necessitarem de doses diferentes de adubos.

Outro fator relevante para a utilização dos dejetos como biofertilizante é a quantidade de nitrogênio, de fósforo e de potássio (NPK) contidos nos dejetos após o tratamento ou

armazenamento do mesmo. De acordo com Vivian et al. (2010) e Angnes et al. (2013), há redução de 40 a 50% de nitrogênio após armazenamento em esterqueira e não há redução de fósforo e potássio. Os mesmos autores observaram que no caso de biodigestão há redução de 50 a 60% de nitrogênio, sem perdas de fósforo e potássio. Por esses dados serem provenientes do Estado de Santa Catarina, no presente estudo foram considerados os valores de redução de 50% de nitrogênio após armazenamento em esterqueira e 60% de redução de nitrogênio após biodigestão (Tabela 6), pois as condições climáticas de Santa Catarina e o Estado de São Paulo são diferentes.

Tabela 6 – Perdas ou remoção de nutrientes em diferentes sistemas de tratamento ou armazenamento dos dejetos

Sistema de tratamento e armazenamento	Nutriente		
	N	P ₂ O ₅	K ₂ O
	%		
Esterqueira	40-50	0	0
Biodigestor	50-60	0	0

Fonte: Adaptado de Vivian et al. (2010) e Angnes et al. (2013)

Os adubos orgânicos apresentam concentrações e taxas de liberação de nutrientes no solo muito variáveis que afetam a disponibilidade para as plantas. Os esterco líquido apresentam maior quantidade de nutrientes minerais prontamente disponíveis às plantas, diferentemente dos esterco sólidos que possuem altos teores de fibras e lignina, maior relação de carbono/nitrogênio e menores quantidades de nutrientes na forma mineral, sendo decompostos mais lentamente no solo e liberando menores quantidades de nutrientes para as plantas (COMISSÃO QUÍMICA DE FERTILIDADE DO SOLO-RS/SC – CQFS – RS/SC, 2004).

A área agrícola necessária para a destinação dos dejetos do tratamento i (A_i) pode-se ser estimada pela seguinte fórmula:

$$A_i = \frac{QD_i \times MP_{mi}}{\delta_{mt}} \quad (28)$$

As variáveis QD_i e MP_{mi} já foram definidas e referem-se à quantidade total do dejetos do tratamento i e à composição percentual do elemento m contido no dejetos, respectivamente. O parâmetro δ_{mt} representa a dose do elemento m a ser aplicada por unidade de área (hectare, por exemplo).

Dessa maneira, tem-se que quanto maior a quantidade de dejetos a ser aplicada e quanto maior a participação de determinado elemento no dejetos, maior será a área necessária

para a destinação do mesmo. Por outro lado, quanto maior a dose do elemento que for permitida por unidade de área, menor será a área geográfica necessária.

Como há uma relação direta entre área geográfica a ser atendida e a distância a ser percorrida para a deposição, os custos de destinação dos dejetos elevam-se em função do aumento de tal área.

Tem-se, da geometria, que a área (A) em função do raio (r) de um círculo é dada por:

$$A = \pi \times r^2 \quad (29)$$

Isolando-se o raio, obtém-se:

$$r = \sqrt{\frac{A}{\pi}} \quad (30)$$

Dessa forma, a partir da área necessária, foi estimada a distância a ser percorrida para a deposição dos dejetos, que é representada pelo raio médio da circunferência.

$$D_i = \frac{R_i}{2} \quad (31)$$

Sendo, D_i distância (km) a ser percorrida considerando o tratamento i e R_i o raio calculado a partir do tratamento i .

Para este cálculo utilizou-se o raio do nitrogênio para todas as análises, uma vez que este é considerado o nutriente com maior potencial poluidor por apresentar um ciclo bastante diversificado e maior quantidade no dejetos.

A distância é a principal variável que define os custos logísticos. A partir das distâncias foram calculados os custos do transporte para a deposição dos dejetos a partir do método de custeio proposto pela Associação Mato-grossense dos Produtores de Algodão e CEPEA (2002). Foram considerados dois sistemas de transporte: i) trator de médio porte (75 CV) mais tanque coletor de 4.300 litros ($4,30\text{m}^3$), com velocidade média de 4 km/h e ii) caminhão do tipo truck, com capacidade de 15 toneladas (15m^3), com velocidade média de 20 km/h.

Dessa forma, com a distância a ser percorrida e a velocidade média de viagem, calculou-se o chamado “custo técnico do transporte”. Para cada tratamento i , obteve-se o custo do transporte para a deposição dos dejetos (CTT_i).

Nesta análise também foram extrapolados os dados para as granjas de pequeno, médio e grande porte e a quantidade de dejetos gerados por estas granjas tanto na esterqueira quanto no biodigestor, com utilização os dados provenientes de cada tratamento do experimento.

Os coeficientes técnicos para o cálculo do custo do transporte, tanto para o conjunto trator/tanque quanto para o caminhão/tanque foram levantados junto aos fabricantes dos

respectivos equipamentos. Os preços dos itens de custo foram levantados junto ao mercado do interior paulista (região de Campinas), seguindo a metodologia adotada pelo Grupo de Pesquisa e Extensão em Logística Agroindustrial (ESALQ-LOG), da ESALQ/USP.

Para os cálculos dos transportes trator e caminhão, utilizou-se o preço do diesel (PD) (R\$/l) de R\$ 2,40, vida útil (VU_i) de ambos os veículos de 12.000 horas, o valor residual (VR_i) de 20% e taxa de manutenção de 30%. As fórmulas utilizadas para os cálculos de valor residual (VR_i) (R\$), depreciação (Dep_i) (R\$/hora), manutenção e custo de conservação (CC_i) (R\$/hora) para cada tratamento i são apresentadas a seguir:

$$VR_i = Vn \times 20\% \quad (32)$$

$$Dep_i = \frac{Vn - VR_i}{VU_i} \quad (33)$$

$$Manutenção = \frac{Vn \times 30\%}{VU_i} \quad (34)$$

$$CC_i = depreciação + manutenção \quad (35)$$

Em que Vn (R\$) é o preço de um trator ou caminhão novo.

O salário da mão de obra, tratorista ou caminhoneiro considerado foi de R\$ 778,00 com 160 horas trabalhadas/mês, portanto o custo da mão de obra (CMO_i) (R\$/hora) e Encargos (R\$/mês) e Despesas (R\$/mês) para cada tratamento i foram calculados pelas expressões abaixo:

$$Encargos = salário \times 0,7 \quad (36)$$

$$CMO_i = \frac{salário + encargos + despesas}{Horas} \quad (37)$$

O consumo diesel (CD_i) (l/hora) foi calculado pela expressão 38 e o custo do diesel ($Custo Diesel_i$) (R\$) para cada tratamento i foi calculado pela expressão 39.

$$CD_i = CV \times 0,12 \quad (38)$$

Onde, CV é a potência do trator (75 cv) e do caminhão (238 cv).

$$Custo Diesel_i = PD \times CD_i \quad (39)$$

O custo de mecanização (CM_i) (R\$/hora) foi calculado pela expressão 40 e “custo técnico do transporte” (CTT_i) (R\$/hora) pela expressão 41 de cada tratamento i .

$$CM_i = manutenção + CD_i \quad (40)$$

$$CTT_i = CMO_i + CM_i \quad (41)$$

4.4.7 Análise econômica da viabilidade de sistemas

Esta análise utilizou dados das granjas de pequeno, médio e grande porte e os dados oriundos das análises anteriores, apresentadas nos itens 4.4.4., 4.4.5. e 4.4.6., considerando a quantidade de fertilizante gerado após os sistemas de tratamento e o custo logístico dos mesmos, sendo trator/tanque e caminhão/tanque. Para esta análise considerou-se a manutenção da esterqueira e do biodigestor. Os custos foram levantados junto à empresa Sansuy[®] sendo para o biodigestor 2,5% a.a. do custo de implantação do sistema e para a esterqueira 1,5% a.a. do custo de implantação do sistema.

A análise de fluxo de caixa realizada no experimento contemplou 60 meses. Não foi contabilizada no fluxo de caixa dos cenários a valoração da água, pois esta análise descrita no item 4.4.3. considerou apenas os tratamentos utilizados neste estudo, e não houve extrapolação para as granjas caracterizadas para o Estado de São Paulo.

Para a análise econômica da viabilidade de sistemas de tratamento e uso dos dejetos foi utilizado o método do fluxo de caixa tradicional, apresentado, por exemplo, em Bordeaux-Rêgo et al. (2006).

O método de fluxo de caixa baseia-se no conceito contábil, sendo as entradas e saídas de caixa no momento no qual elas ocorrem. De acordo com Gitman (1997) e Barbieri et al. (2007), o fluxo de caixa pode ser classificado de acordo com o resultado entre entradas e saídas de caixa.

A unidade utilizada no fluxo de caixa é denominada de período, que pode ser expresso em dia, mês ou ano dependendo do objetivo do projeto em questão. Este tipo de denominação define a classificação do projeto como vida útil. A vida útil dos projetos pode afetar o padrão dos fluxos de caixa, portanto para se tomar a decisão correta devem-se observar as exigências da legislação pertinente ao sistema de produção a ser estudado (GITMAN, 1997). Os indicadores financeiros utilizados para calcular o fluxo de caixa foram: Valor Presente Líquido (VPL), Taxa de retorno contábil (TIR) e Período de recuperação de capital (*payback*) (PR).

O VLP é a técnica que desconta os fluxos de caixa a uma taxa específica, esta taxa é chamada de custo capital, taxa de desconto ou custo de oportunidade.

$$VPL = Fco_i + \sum_{t=1}^n \frac{Fct_i}{(1+k)^T} \quad (42)$$

Sendo Fco_i é o fluxo de caixa total no tempo 0 do tratamento i ; Fct_i é o fluxo de caixa total no período t do tratamento i ; K é a taxa de desconto que iguala o VPL a zero, portanto, sendo a própria TIR; T é o numero de períodos a que se reflete o fluxo de caixa.

A TIR é a taxa de retorno que iguala o valor presente das entradas dos fluxos de caixa ao investimento inicial referente a um investimento ou projeto.

$$0 = Fco_i + \sum_{t=1}^n \frac{Fct_i}{(1+k)^T} \quad (43)$$

Sendo Fco_i o fluxo de caixa total no tempo 0 do tratamento i ; Fct_i é o fluxo de caixa total no período t do tratamento i ; K é a taxa de desconto que iguala o VPL a zero, portanto, sendo a própria TIR; T é o numero de períodos a que se reflete o fluxo de caixa.

O PR representa o número de períodos necessário para que a soma dos benefícios econômicos se iguale à soma dos dispêndios.

$$PR = T \text{ quando } \sum_{t=0}^T Fct_i = IO_i \quad (44)$$

Onde, Fct_i é o fluxo de caixa total no período t do tratamento i ; IO_i fluxo de caixa inicial do investimento do tratamento i .

Para melhor visualização da realização do fluxo de caixa nos 60 meses, o Quadro 1 abaixo ilustra o planejamento das entradas e saídas.

Quadro 1 – Esquema de planejamento de entradas e saídas do fluxo de caixa

Quadro 1 – Esquema de planejamento de Entradas e Saídas do Fluxo de Caixa												
Cenário		Meses										
		0	1	2	3	4	5	6	7	...	60	
Entradas	P											
	K											
	N											
Saídas	Construção											
	Manutenção											
	Distribuição											

Fonte: Elaboração da autora

Considerou-se as entradas a quantidade de fósforo (P), potássio (K) e nitrogênio (N), resgatando o que foi apresentado anteriormente no item 4.4.4, com transformação em equivalente-fertilizante comercial, pela transformação dos dejetos oriundos dos cinco tratamentos em fertilizantes comerciais, como ureia, superfosfato simples e cloreto de potássio de modo a permitir a atribuição de valores de mercado.

4.5 ANÁLISE ESTATÍSTICA

Os dados de desempenho zootécnico, cálculo da margem bruta de comercialização e projeção do fluxo de caixa do empreendimento foram analisados por meio do programa computacional Statistical Analysis System (SAS Institute Inc., 2008), sendo anteriormente verificada a normalidade dos resíduos pelo teste de SHAPIRO-WILK (PROC UNIVARIATE). Os dados (variável dependente) que não atenderam a estas premissas foram submetidos à transformação logarítmica [$\text{Log}(X+1)$] ou pela raiz quadrada [$\text{RQ}(X+1/2)$]. Os dados originais ou transformados, quando este último procedimento foi necessário, foram submetidos à análise de variância do PROC MIXED, o teste estatístico utilizado foi o teste de Tukey com nível de significância de 5%.

RESULTADOS

5 RESULTADOS

5.1 CARACTERÍSTICAS DE DESEMPENHO ZOOTÉCNICO

Na tabela 7 são apresentados os valores do peso médio (PM) nos períodos I, de 1 a 4 semanas (Crescimento I); período II, de 5 a 7 semanas (Crescimento II); período III, 8 a 11 semanas (Terminação I); período IV, de 12 a 17 semanas (Terminação II); e o total, de 1 a 17 semanas de experimento. Não houve diferença significativa ($p > 0,05$) entre os tratamentos, nos diferentes períodos para o peso médio.

Tabela 7 – Valores médios e erro padrão da média da variável peso médio (PM), em quilogramas (kg)

Período (dias)	Tratamentos*					Média	EPM**	P***
	T1	T2	T3	T4	T5			
105	47,24	45,18	46,29	45,14	44,98	45,76	1,084	0,9682
126	70,26	69,29	67,73	67,93	66,86	68,41	1,295	0,9449
154	92,33	92,95	89,18	89,75	87,56	90,35	1,675	0,8687
196	121,97	122,37	119,18	118,20	115,43	119,43	1,914	0,8138
Total (77-196)	79,66	79,42	77,62	77,12	75,58	77,88	1,356	0,8965

Tratamentos*: 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. EPM**: erro padrão da média. P***: probabilidade

Fonte: Dados da pesquisa.

Na tabela 8 são apresentados os valores do consumo médio diário de ração (CMDR) nos períodos I (Crescimento I), período II (Crescimento II), período III (Terminação I), período IV (Terminação II) e o total, de 1 a 17 semanas de experimento. Não houve diferença significativa ($p > 0,05$) entre os tratamentos, nos diferentes períodos para o consumo médio.

Tabela 8 – Valores médios e erro padrão da média da variável consumo médio diário de ração (CMDR) em quilogramas/animal/dia

Período (semanas)	Tratamentos*					Média	EPM**	P***
	T1	T2	T3	T4	T5			
I (1-4)	2,125	1,835	1,773	1,763	1,703	1,837	0,079	0,5435
II(5-7)	2,263	2,593	1,940	2,065	2,195	2,211	0,099	0,3108
III (8-11)	2,555	2,575	2,465	2,382	2,100	2,416	0,074	0,2493
IV (12-17)	2,318	2,405	2,417	2,235	2,222	2,320	0,057	0,7684
Total (1-17)	2,315	2,342	2,190	2,130	2,070	2,209	0,056	0,5082

Tratamentos*: 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.
EPM**: erro padrão da média. P***: probabilidade
Fonte: Dados da pesquisa.

Na tabela 9 são apresentados os valores do ganho médio diário de peso (GMDP) nos períodos I (Crescimento I), período II (Crescimento II), período III (Terminação I), período IV (Terminação II) e o total, de 1 a 17 semanas de experimento. Não houve diferença significativa ($p>0,05$) entre os tratamentos, nos diferentes períodos para o ganho médio.

Tabela 9 – Valores médios e erro padrão da média da variável ganho médio diário de peso (GMDP) em quilogramas/animal/dia

Período (semanas)	Tratamentos*					Média	EPM**	P***
	T1	T2	T3	T4	T5			
I (1-4)	1,000	0,980	0,970	0,951	0,866	0,953	0,017	0,0951
II(5-7)	0,977	1,041	0,924	1,007	1,008	0,991	0,021	0,5076
III (8-11)	0,913	0,991	0,903	0,879	0,879	0,910	0,023	0,4712
IV (12-17)	0,891	0,865	0,888	0,874	0,822	0,868	0,016	0,7268
Total (1-17)	0,937	0,950	0,918	0,915	0,873	0,919	0,013	0,3867

Tratamentos*: 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.
EPM**: erro padrão da média. P***: probabilidade
Fonte: Dados da pesquisa.

Na tabela 10 são apresentados os valores da conversão alimentar (CA) nos períodos I (Crescimento I), período II (Crescimento II), período III (Terminação I), período IV (Terminação II) e o total, de 1 a 17 semanas de experimento. Não houve diferença significativa ($p>0,05$) entre os tratamentos, nos diferentes períodos para conversão alimentar.

Tabela 10 – Valores médios e erro padrão da média da variável conversão alimentar (CA)

Período (semanas)	Tratamentos*					Média	EPM**	P***
	T1	T2	T3	T4	T5			
I (1-4)	2,305	2,060	2,000	2,035	2,207	2,121	0,070	0,6503
II(5-7)	2,500	2,615	2,225	3,023	2,343	2,541	0,186	0,7480
III (8-11)	2,872	2,707	2,942	2,812	2,527	2,772	0,0673	0,3489
IV (12-17)	3,017	3,302	3,053	2,962	3,053	3,077	0,0978	0,6076
Total (1-17)	2,723	2,747	2,633	2,567	2,605	2,655	0,0480	0,7718

Tratamentos*: 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.
EPM**: erro padrão da média. P***: probabilidade
Fonte: Dados da pesquisa.

5.2 ANÁLISE ECONÔMICA

5.2.1 Cálculo da margem bruta de comercialização

Os resultados a seguir são referentes ao objetivo ii. Nas tabelas 11, 12, 13, 14 e 15 são apresentados os indicadores econômicos: custo total da dieta (CTD), receita total com a venda dos animais (RT), relação CTD/RT, margem bruta do lote ($MB = RT - CTD$), peso médio final do lote, margem bruta média por quilo. Nos períodos I, de 1 a 4 semanas (Crescimento I), período II, de 5 a 7 semanas (Crescimento II), período III, 8 a 11 semanas (Terminação I), período IV, de 12 a 17 semanas (Terminação II) e o total, de 1 a 17 semanas de experimento. Não houve diferença significativa ($p < 0,05$) entre os tratamentos, nos diferentes períodos para as variáveis analisadas.

Tabela 11 – Indicadores econômicos: custo total da dieta (CTD), receita total do lote (RT), relação CTD/RT, margem bruta do lote (MB), peso médio final do lote, margem bruta por quilo no período de Crescimento I (1 a 4 semanas)

Indicadores econômicos		Tratamentos*					Média	EPM**	P***
		T1	T2	T3	T4	T5			
Custo total da dieta (CTD)	R\$	1.607,22	1.830,98	1.864,35	1.805,19	1.844,01	1.790,35	60,347	0,7067
Receita total do lote (RT)	R\$	2769,18	3.019,47	3.143,55	3.056,88	3.020,49	3.001,91	89,083	0,7833
Relação CTD/RT	%	58,04	60,64	59,31	59,05	61,05	59,64	0,009	0,8502
Margem bruta do lote (MB)	R\$	1.161,96	1.188,50	1.279,20	1.251,69	1.176,48	1.211,57	43,841	0,9192
Peso do lote	kg	188,93	180,70	185,17	180,53	179,91	183,05	4,336	0,9682
Margem bruta por quilo	R\$/kg	6,125	6,67	6,89	6,94	6,52	6,63	0,191	0,7182

Tratamentos*: 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. EPM**: erro padrão da média. P***: probabilidade

Fonte: Dados da pesquisa.

Tabela 12 – Indicadores econômicos: custo total da dieta (CTD), receita total do lote (RT), relação CTD/RT, margem bruta do lote (MB), peso médio final do lote, margem bruta por quilo no período de Crescimento II (5 a 7 semanas)

Indicadores econômicos		Tratamentos*					Média	EPM**	P***
		T1	T2	T3	T4	T5			
Custo total da dieta (CTD)	R\$	963,03	1.429,64	1.173,13	1.189,53	1.296,69	1.210,40	73,944	0,38860
Receita total do lote (RT)	R\$	3.092,47	3.485,15	3.449,78	3.449,33	3.369,89	3.369,32	93,815	0,71800
Relação CTD/RT	%	31,14	41,02	34,01	34,49	38,48	35,92	0,015	0,21200
Margem bruta do lote (MB)	R\$	2.129,44	2.055,51	2.276,65	2.259,79	2.073,20	2.158,92	45,501	0,41570
Peso do lote	kg	210,80	207,85	203,18	203,77	200,57	205,23	3,884	0,94490
Margem bruta por quilo	R\$/kg	10,80	9,98	11,24	11,11	10,38	10,56	0,225	0,26100

Tratamentos*: 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. EPM**: erro padrão da média. P***: probabilidade

Fonte: Dados da pesquisa.

Tabela 13 – Indicadores econômicos: custo total da dieta (CTD), receita total do lote (RT), relação CTD/RT, margem bruta do lote (MB), peso médio final do lote, margem bruta por quilo no período de Terminação I (8 a 11 semanas)

Indicadores econômicos		Tratamentos*					Média	EPM**	P***
		T1	T2	T3	T4	T5			
Custo total da dieta (CTD)	R\$	1.809,74	2.364,12	2.465,78	2.257,27	2.063,45	2.192,07	129,671	0,5626
Receita total do lote (RT)	R\$	5.409,31	6.244,15	6.057,93	6.075,11	5.886,17	5.934,53	167,009	0,6136
Relação CTD/RT	%	33,46	37,86	40,70	37,16	35,06	36,94	0,014	0,6188
Margem bruta do lote (MB)	R\$	3.599,57	3.880,03	3.592,15	3.817,84	3.522,72	3.742,46	77,651	0,6973
Peso do lote	kg	369,29	371,79	356,70	358,99	350,25	361,40	6,699	0,8689
Margem bruta por quilo	R\$/kg	9,73	10,48	10,09	10,65	10,96	10,38	0,198	0,3281

Tratamentos*: 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. EPM**: erro padrão da média. P***: probabilidade
Fonte: Dados da pesquisa.

Tabela 14 – Indicadores econômicos: custo total da dieta (CTD), receita total do lote (RT), relação CTD/RT, margem bruta do lote (MB), peso médio final do lote, margem bruta por quilo no período de Terminação II (12 a 17 semanas)

Indicadores econômicos		Tratamentos*					Média	EPM**	P***
		T1	T2	T3	T4	T5			
Custo total da dieta (CTD)	R\$	3.451,97	4.849,67	5.264,11	4.657,37	4.721,94	4.589,01	285,515	0,3641
Receita total do lote (RT)	R\$	10.680,88	12.352,03	12.140,95	12.001,62	11.641,71	11.763,44	306,835	0,4880
Relação CTD/RT	%	32,32	39,26	43,36	38,81	40,56	39,01	0,016	0,4004
Margem bruta do lote (MB)	R\$	7.228,90	7.502,36	6.876,84	7.344,25	6.919,78	7.174,42	144,023	0,6328
Peso do lote	kg	731,80	734,21	715,08	709,20	692,59	716,57	11,481	0,8138
Margem bruta por quilo	R\$/kg	9,92	10,24	9,61	10,36	10,00	10,03	0,174	0,7372

Tratamentos*: 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. EPM**: erro padrão da média. P***: probabilidade
Fonte: Dados da pesquisa.

Tabela 15 – Indicadores econômicos: custo total da dieta (CTD), receita total do lote (RT), relação CTD/RT, margem bruta do lote (MB), peso médio final do lote, margem bruta por quilo no período total (1 a 17 semanas)

Indicadores econômicos	Tratamentos*					Média	EPM**	P***
	T1	T2	T3	T4	T5			
Custo total da dieta (CTD)	R\$ 7.831,97	10.474,41	10.767,37	9.909,36	9.903,99	9.777,42	523,989	0,4613
Receita total do lote (RT)	R\$ 10.680,87	12.352,03	12.140,95	12.001,62	11.641,71	11.763,44	306,835	0,4880
Relação CTD/RT	% 73,08	84,30	87,08	81,52	84,38	82,07	0,026	0,5406
Margem bruta do lote (MB)	R\$ 2.848,91	1.877,63	1.373,58	2.092,26	1.737,72	1.986,02	256,374	0,4739
Peso do lote	kg 731,80	734,21	715,08	709,20	692,59	716,57	11,481	0,8138
Margem bruta por quilo*	R\$/kg 3,84	2,51	1,96	2,94	2,40	2,73	0,328	0,5953

Tratamentos*: 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. EPM**: erro padrão da média. P***: probabilidade. Fonte: Dados da pesquisa.

5.2.2 Eficiência econômica na utilização de nutrientes

De acordo com a expressão 5 descrita anteriormente no material e método, na tabela 16 são apresentados custo dos nutrientes em reais (CM_{mi}) pelo custo dos nutrientes das dietas utilizadas em cada tratamento.

Tabela 16 – Custos dos nutrientes (CM_{mi}) pelo custo dos nutrientes das dietas utilizadas em cada tratamento (R\$), no período total (1 a 17 semanas)

Nutrientes		Tratamentos*				
		T1	T2	T3	T4	T5
Nitrogênio	R\$/kg	69,11	85,01	79,52	77,11	75,76
Fósforo	R\$/kg	0,98	1,82	1,14	1,75	1,00
Potássio	R\$/kg	1,67	1,54	1,94	1,88	1,37
Cobre	R\$/kg	0,05	0,06	0,06	0,22	0,21
Zinco	R\$/kg	0,13	0,17	0,17	0,31	0,30

Tratamentos*: 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: Dados da pesquisa.

Na tabela 17 são apresentadas as quantidades excretadas (%) de nutrientes contidos na dieta referente aos cinco tratamentos. Não foi possível calcular os valores de potássio, cobre e zinco do tratamento 1 por possíveis inconsistências nos resultados das análises bromatológicas.

Tabela 17 – Quantidade excretada (%) do nitrogênio, fósforo, potássio, cobre e zinco no período total (1 a 17 semanas)

Nutrientes		Tratamentos*				
		T1	T2	T3	T4	T5
Nitrogênio	%	44%	43%	38%	35%	39%
Fósforo	%	55%	40%	41%	42%	37%
Potássio	%	-	66%	70%	66%	59%
Cobre	%	-	67%	74%	64%	59%
Zinco	%	-	64%	68%	58%	55%

Tratamentos*: 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: Dados da pesquisa.

De acordo com as expressões 7, 8 e 9 descritas anteriormente no material e método na tabela 18 são apresentadas as eficiências econômicas (%) do uso do conjunto de nutrientes contido na dieta referente aos cinco tratamentos em relação ao custo total da dieta (EE_i).

Tabela 18 – Eficiência econômica (EE_i) do nitrogênio, fósforo, potássio, cobre e zinco no período total (1 a 17 semanas)

Nutrientes		Tratamentos*				
		T1	T2	T3	T4	T5
Nitrogênio	%	56%	57%	62%	65%	61%
Fósforo	%	45%	60%	59%	58%	63%
Potássio	%	-	34%	30%	34%	41%
Cobre	%	-	33%	26%	36%	41%
Zinco	%	-	36%	32%	42%	45%

Tratamentos*: 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: Dados da pesquisa.

De acordo com a expressão 6 descrita anteriormente no material e método, nas tabelas 19, 20 e 21 são apresentadas as perdas não utilização dos nutrientes em reais (Pec_{mi}) contidos na dieta (R\$/ano), considerando granja de 300, 650 e 1.001 matrizes.

Tabela 19 – Perda econômica pela não utilização (Pec_{mi}) dos nutrientes para uma granja de 300 matrizes (R\$/ano)

Porte da granja Estado de São Paulo 300 matrizes						
Nutrientes		Tratamentos*				
		T1	T2	T3	T4	T5
Nitrogênio	R\$/ano	19.098,54	19.864,75	16.451,15	14.690,81	15.728,65
Fósforo	R\$/ano	337,57	390,82	252,15	395,80	199,89
Potássio	R\$/ano		549,88	736,60	669,48	615,64
Cobre	R\$/ano		20,75	24,37	74,28	98,78
Zinco	R\$/ano		59,31	62,29	134,01	120,96

Tratamentos*: 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: Dados da pesquisa.

Tabela 20 – Perda econômica pela não utilização (Pec_{mi}) dos nutrientes para uma granja de 650 matrizes (R\$/ano)

Porte da granja Estado de São Paulo 650 matrizes						
Nutrientes		Tratamentos*				
		T1	T2	T3	T4	T5
Nitrogênio	R\$/ano	41.380,17	43.040,29	35.644,16	31.830,09	34.078,75
Fósforo	R\$/ano	731,41	846,77	546,33	857,56	406,03
Potássio	R\$/ano		1.191,41	1.595,98	1.450,55	932,39
Cobre	R\$/ano		44,96	52,80	160,93	142,87
Zinco	R\$/ano		128,50	134,96	214,02	190,31

Tratamentos*: 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: Dados da pesquisa.

Tabela 21 – Perda econômica pela não utilização (Pec_{mi}) dos nutrientes para uma granja de 1.001 matrizes (R\$/ano)

Porte da granja Estado de São Paulo 1.001 matrizes						
Nutrientes		Tratamentos*				
		T1	T2	T3	T4	T5
Nitrogênio	R\$/ano	63.725,47	66.282,05	54.892,01	49.018,33	52.481,28
Fósforo	R\$/ano	1.126,37	1.304,02	841,35	1.320,65	666,97
Potássio	R\$/ano		1.834,77	2.457,80	2.233,84	1.435,87
Cobre	R\$/ano		69,23	81,31	247,84	220,01
Zinco	R\$/ano		197,89	207,84	329,60	293,08

Tratamentos*: 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: Dados da pesquisa.

5.2.3 Valoração da água

Na tabela 22 são apresentadas as quantidades de consumo de água por tratamento/dia em m³.

Tabela 22 – Volume consumido de água nos diferentes tratamentos (m³/animal/dia)

Tratamentos*	L/animal/dia	Varição em relação a T1
1	5,01	0,00%
2	4,44	-11,38%
3	4,60	-8,18%
4	4,36	-14,91%
5	4,00	-20,16%

Tratamentos*: 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: Dados da pesquisa.

Na tabela 23 são apresentados os resultados da quantidade de fósforo e nitrogênio (kg/ano) originados das expressões 12 e 13. De acordo com as expressões 14 e 15 descritas anteriormente no material e método, nas Tabelas 24 e 25 são apresentados os resultados da valoração da água (R\$/ano) referentes às quantidades de fósforo e nitrogênio dos tratamentos.

Tabela 23 – Quantidade total de nitrogênio e fósforo originada dos tratamentos

Nutrientes	Tratamentos*									
	T1		T2		T3		T4		T5	
		1	0,9	0,8	0,9	0,8	0,9	0,8	0,9	0,8
Fósforo	Kg/ano	13,09	10,12	8,99	8,29	7,37	8,51	7,57	6,77	6,01
Nitrogênio	Kg/ano	86,58	67,80	60,27	66,68	59,27	54,76	48,67	51,22	45,53

Tratamentos*: 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: Dados da pesquisa.

Tabela 24 – Valoração da água referente a quantidade de fósforo dos tratamentos

Valoração da água	KUF		
	1	0,9	0,8
	Uso sem considerar o balanço de nutrientes	Uso considerando o balanço de nutrientes	Uso considerando o balanço de nutrientes e condições climáticas
Tratamentos			
T1	255,56	0	0
T2	0	189,07	187,95
T3	0	156,85	155,92
T4	0	113,98	113,03
T5	0	71,24	70,49

Tratamentos*: 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: Dados da pesquisa.

Tabela 25 – Valoração da água referente a quantidade de nitrogênio dos tratamentos

Valoração da água	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	329,05	0	0
T2	0	246,76	239,22
T3	0	215,23	207,82
T4	0	160,22	154,14
T5	0	115,70	110,01

Tratamentos*: 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: Dados da pesquisa.

Para melhor visualização da valoração da água (R\$/ano), na figura 9 foram comparadas as cobranças da água considerando os critérios: uso da água sem considerar o balanço de nutrientes, o uso da água considerando o balanço de nutrientes e o uso da água considerando o balanço de nutrientes e as condições climáticas.

Figura 9 - Comparação entre valoração da água e as cobranças através das quantidades de fósforo e nitrogênio

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: Dados da pesquisa

Pode-se observar que conforme há menos tecnologia nutricional, uso sem considerar o balanço de nutrientes, o preço pago pela água seria mais elevado, tanto para cobrança baseada na quantidade de nitrogênio quanto na de fósforo. Do momento que há mais tecnologia envolvida, uso considerando o balanço de nutrientes e condições climáticas, a valoração se torna menor, tanto para cobrança pelo nitrogênio quanto pelo fósforo.

5.2.4 Valoração dos dejetos

De acordo com a expressão 18 descrita anteriormente no material e método, nas tabelas 26, 27 e 28 são apresentados os valores do dejetos (VLR_{im}) (R\$/ha) originado nos tratamentos considerando o seu potencial fertilizante do elemento contido nele na simulação das granjas de pequeno, médio e grande porte.

Tabela 26 – Valoração do dejetos (VLR_{im}) originado nos tratamentos considerando o seu potencial fertilizante em granjas de pequeno porte (300 matrizes)

Fertilizantes		Porte da granja Estado de São Paulo 300 matrizes				
		Tratamentos*				
		T1	T2	T3	T4	T5
Ureia	R\$/ha	17.640,06	14.893,61	14.568,33	11.807,03	11.490,23
Superfosfato simples	R\$/ha	4.281,01	3.545,09	4.354,22	2.893,95	2.452,78
Cloreto de potássio	R\$/ha	5.069,05	3.624,34	4.354,11	3.661,97	2.872,52

Tratamentos*: 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: Dados da pesquisa.

Tabela 27 – Valoração do dejetos (VLR_{im}) originado nos tratamentos considerando o seu potencial fertilizante em granjas de médio porte (650 matrizes)

Fertilizantes		Porte da granja Estado de São Paulo 650 matrizes				
		Tratamentos*				
		T1	T2	T3	T4	T5
Ureia	R\$/ha	38.220,13	32.269,50	31.564,71	25.581,90	24.895,51
Superfosfato simples	R\$/ha	9.191,96	7.681,03	6.085,10	6.270,22	5.314,35
Cloreto de potássio	R\$/ha	10.982,93	7.852,74	9.434,15	7.934,28	6.223,79

Tratamentos*: 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: Dados da pesquisa.

Tabela 28 – Valoração do dejetos (VLR_{im}) originado nos tratamentos considerando o seu potencial fertilizante em granjas de grande porte (1.001 matrizes)

Fertilizantes		Porte da granja Estado de São Paulo 1.001 matrizes				
		Tratamentos*				
		T1	T2	T3	T4	T5
Ureia	R\$/ha	58.859,00	49.695,02	48.609,65	39.396,12	38.339,08
Superfosfato simples	R\$/ha	14.284,30	11.828,78	9.371,05	9.656,14	8.184,10
Cloreto de potássio	R\$/ha	16.913,72	12.093,22	14.528,59	12.218,79	9.584,64

Tratamentos*: 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: Dados da pesquisa.

De acordo com a expressão 19, descrita anteriormente no material e método na tabela 29 são apresentados às valorações do potencial fertilizante total (VLT_i) (R\$/ha) dos dejetos, obtidos pela soma das contribuições econômicas na simulação das granjas de pequeno, médio e grande porte.

Tabela 29 – Valoração do potencial fertilizante (VLT_i) dos dejetos obtidos pela soma das contribuições econômicas em granjas de pequeno, médio e grande porte

Fertilizantes		Tratamentos*				
		T1	T2	T3	T4	T5
300	R\$/ha	26.990,11	22.063,05	23.276,66	18.362,95	16.815,53
650	R\$/ha	58.395,02	47.803,27	47.083,96	39.786,39	36.433,65
1.001	R\$/ha	90.057,01	73.617,03	72.509,29	61.271,04	56.107,81

Tratamentos*: 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: Dados da pesquisa.

5.2.5 Construção de biodigestor e esterqueira

Na tabela 30 são apresentadas as quantidades de dejetos excretados por tratamento/ dia em m³.

Tabela 30 – Volume de dejetos excretado nos diferentes tratamentos (m³/animal/dia)

Tratamentos*	m ³ /animal/dia
1	0,0023287
2	0,0021311
3	0,0021283
4	0,0017918
5	0,0016814

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: Dados da pesquisa

Na tabela 31 são apresentados os volumes de dejetos, em m³, excretado pelos animais dos cinco tratamentos estudados e extrapolados para as granjas de pequeno (300 matrizes), médio (650 matrizes) e grande (1.001 matrizes). Tais volumes são necessários para a construção da esterqueira.

Tabela 31 – Volume de dejetos excretado nos diferentes tratamentos nas granjas estudadas de 300, 650 e 1.001 matrizes para construção da esterqueira

Volume de dejetos		Tratamentos*				
		T1	T2	T3	T4	T5
300 matrizes	m ³ /ano	1.551,31	1.488,87	1.487,97	1.381,63	1.346,74
650 matrizes	m ³ /ano	3.361,18	3.225,87	3.223,93	2.993,54	2.917,94
1.001 matrizes	m ³ /ano	5.176,21	4.967,85	4.964,86	4.610,05	4.493,62

Tratamentos*: 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: Dados da pesquisa.

Na tabela 32 são apresentados os materiais utilizados para construção da esterqueira, bem como o preço unitário de cada serviço e material.

Tabela 32 – Custo unitário da mão de obra e materiais utilizados para construção da esterqueira nos diferentes tratamentos nas granjas estudadas de 300, 650 e 1.001 matrizes.

Materiais e serviços para construção		Custo unitário				
		T1	T2	T3	T4	T5
Serviços iniciais						
Escavação (terraplanagem)	R\$/m ³	12,69	12,69	12,69	12,69	12,69
Locação da obra	R\$/m ²	16,63	16,63	16,63	16,63	16,63
Materiais						
Tubulação granja / esterqueira PVC 50 mm	R\$	9,60	9,60	9,60	9,60	9,60
PVC 0,8 mm de espessura	R\$/m ²	19,50	19,50	19,50	19,50	19,50
PEAD 0,8 mm de espessura	R\$/m ²	14,00	14,00	14,00	14,00	14,00

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: Dados da pesquisa

Na tabela 33 são apresentados os custos totais para construção da esterqueira com material de PVC nos diferentes tratamentos estudados em granjas com 300 matrizes.

Tabela 33 – Custo total para construção da esterqueira com material de PVC nos diferentes tratamentos em granjas de 300 matrizes						
Construção esterqueira	Custo global com material PVC - 300 matrizes					
		T1	T2	T3	T4	T5
Escavação (terraplanagem)	R\$/m ³	33.072,73	31.741,41	31.722,30	29.455,30	28.711,43
Locação da obra	R\$/m ²	1.663,00	1.663,00	1.663,00	1.663,00	1.663,00
Tubulação granja / esterqueira PVC 50 mm	R\$	288,00	288,00	288,00	288,00	288,00
PVC 0,8 mm de espessura	R\$/m ²	14.659,13	14.015,63	14.015,63	13.065,00	12.694,50
Custo total	R\$	49.682,86	47.708,04	47.688,93	44.471,30	43.356,93
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: Dados da pesquisa						

Na tabela 34 são apresentados os custos totais para construção da esterqueira com material de PEAD nos diferentes tratamentos estudados em granjas com 300 matrizes.

Tabela 34 – Custo total para construção da esterqueira com material de PEAD nos diferentes tratamentos em granjas de 300 matrizes		Custo global com material PEAD - 300 matrizes				
Construção esterqueira		T1	T2	T3	T4	T5
Escavação (terraplanagem)	R\$/m ³	33.072,73	31.741,41	31.722,30	29.455,30	28.711,43
Locação da obra	R\$/m ²	1.663,00	1.663,00	1.663,00	1.663,00	1.663,00
Tubulação granja / esterqueira PVC 50 mm	R\$	288,00	288,00	288,00	288,00	288,00
PEAD 0,8 mm de espessura	R\$/m ²	10.524,50	10.062,50	10.062,50	9.380,00	9.114,00
Custo total	R\$	45.548,23	43.754,91	43.735,80	40.786,30	39.776,43
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: Dados da pesquisa						

Na tabela 35 são apresentados os custos totais para construção da esterqueira com material de PVC nos diferentes tratamentos estudados em granjas com 650 matrizes.

Construção esterqueira		Custo global com material PVC - 650 matrizes				
		T1	T2	T3	T4	T5
Escavação (terraplanagem)	R\$/m ³	71.657,59	68.773,06	68.731,65	63.819,82	62.208,10
Locação da obra	R\$/m ²	1.663,00	1.663,00	1.663,00	1.663,00	1.663,00
Tubulação granja / esterqueira PVC 50 mm	R\$	288,00	288,00	288,00	288,00	288,00
PVC 0,8 mm de espessura	R\$/m ²	31.672,88	30.317,63	30.317,63	28.187,25	27.421,88
Custo total	R\$	105.281,47	101.041,68	101.000,28	93.958,07	91.580,97
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: Dados da pesquisa						

Na tabela 36 são apresentados os custos totais para construção da esterqueira com material de PEAD nos diferentes tratamentos estudados em granjas com 650 matrizes.

Tabela 36 – Custo total para construção da esterqueira com material de PEAD nos diferentes tratamentos em granjas de 650 matrizes					
Construção esterqueira	Custo global com material PEAD - 650 matrizes				
	T1	T2	T3	T4	T5
Escavação (terraplanagem)	R\$/m ³	71.657,59	68.773,06	68.731,65	63.819,82
Locação da obra	R\$/m ²	1.663,00	1.663,00	1.663,00	1.663,00
Tubulação granja / esterqueira PVC 50 mm	R\$	288,00	288,00	288,00	288,00
PEAD 0,8 mm de espessura	R\$/m ²	22.739,50	21.766,50	21.766,50	20.237,00
Custo total	R\$	96.348,09	92.490,56	92.449,15	86.007,82

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: Dados da pesquisa

Na tabela 37 são apresentados os custos totais para construção da esterqueira com material de PVC nos diferentes tratamentos estudados em granjas com 1.001 matrizes.

Tabela 37 – Custo total para construção da esterqueira com material de PVC nos diferentes tratamentos em granjas de 1.001 matrizes		Custo global com material PVC – 1.001 matrizes				
Construção esterqueira		T1	T2	T3	T4	T5
Escavação (terraplanagem)	R\$/m ³	110.352,69	105.910,51	105.846,75	98.282,52	95.800,47
Locação da obra	R\$/m ²	1.663,00	1.663,00	1.663,00	1.663,00	1.663,00
Tubulação granja / esterqueira PVC 50 mm	R\$	288,00	288,00	288,00	288,00	288,00
PVC 0,8 mm de espessura	R\$/m ²	48.564,75	46.629,38	46.629,38	43.241,25	42.154,13
Custo total	R\$	160.868,44	154.490,88	154.427,12	143.474,77	139.905,60
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: Dados da pesquisa						

Na tabela 38 são apresentados os custos totais para construção da esterqueira com material de PVC nos diferentes tratamentos estudados em granjas com 1.001 matrizes.

Construção esterqueira	Custo global com material PEAD – 1.001 matrizes				
	T1	T2	T3	T4	T5
Escavação (terraplanagem)	R\$/m ³	110.352,69	105.910,51	105.846,75	98.282,52
Locação da obra	R\$/m ²	1.663,00	1.663,00	1.663,00	1.663,00
Tubulação granja / esterqueira PVC 50 mm	R\$	288,00	288,00	288,00	228,00
PEAD 0,8 mm de espessura	R\$/m ²	34.867,00	33.477,50	33.477,50	31.045,00
Custo total	R\$	147.170,69	141.339,01	141.275,25	131.278,52

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: Dados da pesquisa. Fonte: Dados da pesquisa.

Na tabela 39 são apresentados os volumes de dejetos, em m³, excretados pelos animais nos cinco tratamentos estudados nas granjas de pequeno (300 matrizes), médio (650 matrizes) e grande (1.001 matrizes) porte para construção do biodigestor.

Tabela 39 – Volume de dejetos excretado nos diferentes tratamentos nas granjas estudadas de 300, 650 e 1.001 matrizes para construção do biodigestor

Volume de dejetos		Tratamentos*				
		T1	T2	T3	T4	T5
300 matrizes	m ³ /ano	387,83	372,22	371,99	345,41	336,69
650 matrizes	m ³ /ano	840,29	806,47	805,98	748,38	729,48
1.001 matrizes	m ³ /ano	1.294,05	1.241,96	1.241,21	1.152,51	1.123,41

Tratamentos*: 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: Dados da pesquisa.

Na tabela 40 são apresentados os materiais utilizados para construção do biodigestor, bem como o preço unitário de cada serviço e material.

Tabela 40 – Custo unitário da mão de obra e materiais utilizados para construção do biodigestor nos diferentes tratamentos nas granjas estudadas de 300, 650 e 1.001 matrizes

Materiais e serviços para construção	Custo unitário				
	T1	T2	T3	T4	T5
Serviços iniciais					
Escavação (terraplanagem)	R\$/m ³	12,69	12,69	12,69	12,69
Locação da obra	R\$/m ²	16,63	16,63	16,63	16,63
Tubulação granja/ biodigestor	R\$/ml	288,00	288,00	288,00	288,00
Montagem					
Lona PVC 1,00 mm superior	R\$/m ²	22,50	22,50	22,50	22,50
Lona PVC 0,8 mm inferior	R\$/m ²	19,50	19,50	19,50	19,50
Lona PEAD 1,00 mm superior	R\$/m ²	18,00	18,00	18,00	18,00
Lona PEAD 0,8 mm inferior	R\$/m ²	14,00	14,00	14,00	14,00
Compressão e purificação do gás		-	-	-	-
Casa					
Alvenaria/ madeira (Parede/cobertura)	R\$/m ²	1.213,00	1.213,00	1.213,00	1.213,00
Porta	R\$ (unid.)	95,00	95,00	95,00	95,00
Concreto e piso para as calçadas (15 Mpa)	R\$/m ³	330,00	330,00	330,00	330,00
Compressor (Soprador de ar)	R\$ (unid.)	6.000,00	6.000,00	6.000,00	6.000,00
Caixa d'água 150 litros	R\$ (unid.)	150,00	150,00	150,00	150,00
Equipamento/ tubulação - condução de gás		-	-	-	-
Registro 50 mm	R\$(unid.)	33,70	33,70	33,70	33,70
Tubulação PVC 50 mm	R\$	9,60	9,60	9,60	9,60
Estrutura complementar de armazenagem dos dejetos	R\$/m ³	12,65	11,98	11,97	10,82
					10,45

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: Dados da pesquisa.

Na tabela 41 são apresentados os custos totais para construção do biodigestor com material de PVC nos diferentes tratamentos estudados em granjas com 300 matrizes.

Tabela 41 – Custo total para construção do biodigestor com material de PVC nos diferentes tratamentos em granjas de 300 matrizes						
Materiais para construção biodigestor		Custo global com material PVC - 300 matrizes				
Serviços iniciais		T1	T2	T3	T4	T5
Escavação (terraplanagem)	R\$/m³	7.579,17	7.274,07	7.269,69	6.750,17	6.579,70
Locação da obra	R\$/m²	1.663,00	1.663,00	1.663,00	1.663,00	1.663,00
Tubulação granja/ bio	R\$/ml	288,00	288,00	288,00	288,00	288,00
Montagem Biodigestor						
Lona PVC 1,00 mm superior	R\$/m²	5.791,50	5.501,93	5.501,93	5.501,93	5.501,93
Lona PVC 0,8 mm inferior	R\$/m²	3.524,63	3.339,38	3.339,38	3.339,38	3.178,50
Compressão e purificação do gás		-	-	-	-	-
Casa						
Alvenaria/ madeira (Parede/cobertura)	R\$/m²	14.556,00	14.556,00	14.556,00	14.556,00	14.556,00
Porta	R\$ (unid.)	95,00	95,00	95,00	95,00	95,00
Concreto e piso para as calçadas (15 Mpa)	R\$/m³	1.597,20	1.597,20	1.597,20	1.597,20	1.597,20
Compressor (Soprador de ar)	R\$ (unid.)	6.000,00	6.000,00	6.000,00	6.000,00	6.000,00
Caixa d'água 150 litros	R\$ (unid.)	150,00	150,00	150,00	150,00	150,00
Equipamento/ tubulação - condução de gás		-	-	-	-	-
Registro 50 mm	R\$ (unid.)	67,40	67,40	67,40	67,40	67,40
Tubulação PVC 50 mm	R\$	288,00	288,00	288,00	288,00	288,00
Estrutura complementar de armazenagem dos dejetos	R\$/m³	8.510,12	7.630,50	7.618,23	6.231,97	5.807,40
Total	R\$	50.110,01	48.450,48	48.433,82	46.528,04	45.772,13

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: Dados da pesquisa.

Na tabela 42 são apresentados os custos totais para construção do biodigestor com material de PEAD nos diferentes tratamentos estudados em granjas com 300 matrizes.

Tabela 42 – Custo total para construção do biodigestor com material de PEAD nos diferentes tratamentos em granjas de 300 matrizes						
Materiais para construção biodigestor		Custo global com material PEAD - 300 matrizes				
Serviços iniciais		T1	T2	T3	T4	T5
Escavação (terraplanagem)	R\$/m³	7.579,17	7.274,07	7.269,69	6.750,17	6.579,70
Locação da obra	R\$/m²	1.663,00	1.663,00	1.663,00	1.663,00	1.663,00
Tubulação granja/ bio	R\$/ml	288,00	288,00	288,00	288,00	288,00
Montagem Biodigestor						
Lona PEAD 1,00 mm superior	R\$/m²	4.633,20	4.401,54	4.401,54	4.401,54	4.401,54
Lona PEAD 0,8 mm inferior	R\$/m²	2.530,50	2.397,50	2.397,50	2.397,50	2.282,00
Compressão e purificação do gás		-	-	-	-	-
Casa						
Alvenaria/ madeira (Parede/cobertura)	R\$/m²	14.556,00	14.556,00	14.556,00	14.556,00	14.556,00
Porta	R\$ (unid.)	95,00	95,00	95,00	95,00	95,00
Concreto e piso para as calçadas (15 Mpa)	R\$/m³	1.597,20	1.597,20	1.597,20	1.597,20	1.597,20
Compressor (Soprador de ar)	R\$ (unid.)	6.000,00	6.000,00	6.000,00	6.000,00	6.000,00
Caixa d'água 150 litros	R\$ (unid.)	150,00	150,00	150,00	150,00	150,00
Equipamento/ tubulação - condução de gás		-	-	-	-	-
Registro 50 mm	R\$ (unid.)	67,40	67,40	67,40	67,40	67,40
Tubulação PVC 50 mm	R\$	288,00	288,00	288,00	288,00	288,00
Estrutura complementar de armazenagem dos dejetos	R\$/m³	8.510,12	7.630,50	7.618,23	6.231,97	5.807,40
Total	R\$	47.957,59	46.408,22	46.391,56	44.485,78	43.775,25

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: Dados da pesquisa.

Na tabela 43 são apresentados os custos totais para construção do biodigestor com material de PVC nos diferentes tratamentos estudados em granjas com 650 matrizes.

Tabela 43 – Custo total para construção do biodigestor com material de PVC nos diferentes tratamentos em granjas de 650 matrizes						
Materiais para construção biodigestor		Custo global com material PVC - 650 matrizes				
Serviços iniciais		T1	T2	T3	T4	T5
Escavação (terraplanagem)	R\$/m ³	16.421,53	15.760,49	15.751,00	14.625,38	14.256,02
Locação da obra	R\$/m ²	1.663,00	1.663,00	1.663,00	1.663,00	1.663,00
Tubulação granja/ bio	R\$/ml	288,00	288,00	288,00	288,00	288,00
Montagem Biodigestor						
Lona PVC 1,00 mm superior	R\$/m ²	12.451,73	12.451,73	12.451,73	12.451,73	12.451,73
Lona PVC 0,8 mm inferior	R\$/m ²	7.302,75	7.302,75	7.302,75	7.302,75	7.302,75
Compressão e purificação do gás		-	-	-	-	-
Casa						
Alvenaria/ madeira (Parede/cobertura)	R\$/m ²	14.556,00	14.556,00	14.556,00	14.556,00	14.556,00
Porta	R\$ (unid.)	95,00	95,00	95,00	95,00	95,00
Concreto e piso para as calçadas (15 Mpa)	R\$/m ³	1.597,20	1.597,20	1.597,20	1.597,20	1.597,20
Compressor (Soprador de ar)	R\$ (unid.)	6.000,00	6.000,00	6.000,00	6.000,00	6.000,00
Caixa d'água 150 litros	R\$ (unid.)	150,00	150,00	150,00	150,00	150,00
Equipamento/ tubulação - condução de gás		-	-	-	-	-
Registro 50 mm	R\$ (unid.)	67,40	67,40	67,40	67,40	67,40
Tubulação PVC 50 mm	R\$	288,00	288,00	288,00	288,00	288,00
Estrutura complementar de armazenagem dos dejetos	R\$/m ³	8.510,12	7.630,50	7.618,23	6.231,97	5.807,40
Total	R\$	69.390,73	67.061,30	67.039,53	63.417,12	62.462,33
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: Dados da pesquisa.						

Na tabela 44 são apresentados os custos totais para construção do biodigestor com material de PEAD nos diferentes tratamentos estudados em granjas com 650 matrizes.

Tabela 44 – Custo total para construção do biodigestor com material de PEAD nos diferentes tratamentos em granjas de 650 matrizes						
Materiais para construção biodigestor		Custo global com material PEAD - 650 matrizes				
Serviços iniciais		T1	T2	T3	T4	T5
Escavação (terraplanagem)	R\$/m ³	16.421,53	15.760,49	15.751,00	14.625,38	14.256,02
Locação da obra	R\$/m ²	1.663,00	1.663,00	1.663,00	1.663,00	1.663,00
Tubulação granja/ bio	R\$/ml	288,00	288,00	288,00	288,00	288,00
Montagem Biodigestor						
Lona PEAD 1,00 mm superior	R\$/m ²	9.961,38	9.498,06	9.498,06	9.034,74	9.034,74
Lona PEAD 0,8 mm inferior	R\$/m ²	5.243,00	5.092,50	5.092,50	4.711,00	4.595,50
Compressão e purificação do gás		-	-	-	-	-
Casa						
Alvenaria/ madeira (Parede/cobertura)	R\$/m ²	14.556,00	14.556,00	14.556,00	14.556,00	14.556,00
Porta	R\$ (unid.)	95,00	95,00	95,00	95,00	95,00
Concreto e piso para as calçadas (15 Mpa)	R\$/m ³	1.597,20	1.597,20	1.597,20	1.597,20	1.597,20
Compressor (Soprador de ar)	R\$ (unid.)	6.000,00	6.000,00	6.000,00	6.000,00	6.000,00
Caixa d'água 150 litros	R\$ (unid.)	150,00	150,00	150,00	150,00	150,00
Equipamento/ tubulação - condução de gás		-	-	-	-	-
Registro 50 mm	R\$ (unid.)	67,40	67,40	67,40	67,40	67,40
Tubulação PVC 50 mm	R\$	288,00	288,00	288,00	288,00	288,00
Estrutura complementar de armazenagem dos dejetos	R\$/m ³	8.510,12	7.630,50	7.618,23	6.231,97	5.807,40
Total	R\$	64.840,63	62.686,16	62.664,39	59.307,68	58.398,27
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: Dados da pesquisa.						

Na tabela 45 são apresentados os custos totais para construção do biodigestor com material de PVC nos diferentes tratamentos estudados em granjas com 1.001 matrizes.

Tabela 45 – Custo total para construção do biodigestor com material de PVC nos diferentes tratamentos em granjas de 1.001 matrizes						
Materiais para construção biodigestor		Custo global com material PVC - 1001 matrizes				
Serviços iniciais		T1	T2	T3	T4	T5
Escavação (terraplanagem)	R\$/m³	25.289,16	24.271,16	24.256,55	22.523,08	21.954,28
Locação da obra	R\$/m²	1.663,00	1.663,00	1.663,00	1.663,00	1.663,00
Tubulação granja/ bio	R\$/ml	288,00	288,00	288,00	288,00	288,00
Montagem Biodigestor						
Lona PVC 1,00 mm superior	R\$/m²	19.401,53	18.243,23	18.243,23	17.374,50	17.084,93
Lona PVC 0,8 mm inferior	R\$/m²	11.266,13	10.846,88	10.846,88	9.969,38	9.784,13
Compressão e purificação do gás		-	-	-	-	-
Casa						
Alvenaria/ madeira (Parede/cobertura)	R\$/m²	14.556,00	14.556,00	14.556,00	14.556,00	14.556,00
Porta	R\$ (unid.)	95,00	95,00	95,00	95,00	95,00
Concreto e piso para as calçadas (15 Mpa)	R\$/m³	1.597,20	1.597,20	1.597,20	1.597,20	1.597,20
Compressor (Soprador de ar)	R\$ (unid.)	6.000,00	6.000,00	6.000,00	6.000,00	6.000,00
Caixa d'água 150 litros	R\$ (unid.)	150,00	150,00	150,00	150,00	150,00
Equipamento/ tubulação - condução de gás		-	-	-	-	-
Registro 50 mm	R\$ (unid.)	67,40	67,40	67,40	67,40	67,40
Tubulação PVC 50 mm	R\$	288,00	288,00	288,00	288,00	288,00
Estrutura complementar de armazenagem dos dejetos	R\$/m³	8.510,12	7.630,50	7.618,23	6.231,97	5.807,40
Total	R\$	89.171,53	85.696,36	85.669,47	80.803,52	79.335,33
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: Dados da pesquisa.						

Na tabela 46 são apresentados os custos totais para construção do biodigestor com material de PEAD nos diferentes tratamentos estudados em granjas com 1.001 matrizes.

Materiais para construção biodigestor		Custo global com material PEAD - 1001 matrizes				
Serviços iniciais		T1	T2	T3	T4	T5
Escavação (terraplanagem)	R\$/m³	25.289,16	24.271,16	24.256,55	22.523,08	21.954,28
Locação da obra	R\$/m²	1.663,00	1.663,00	1.663,00	1.663,00	1.663,00
Tubulação granja/ bio	R\$/ml	288,00	288,00	288,00	288,00	288,00
Montagem Biodigestor						
Lona PEAD 1,00 mm superior	R\$/m²	15.521,22	14.594,58	14.594,58	13.899,60	13.667,94
Lona PEAD 0,8 mm inferior	R\$/m²	8.088,50	7.787,50	7.787,50	7.157,50	7.024,50
Compressão e purificação do gás		-	-	-	-	-
Casa						
Alvenaria/ madeira (Parede/cobertura)	R\$/m²	14.556,00	14.556,00	14.556,00	14.556,00	14.556,00
Porta	R\$ (unid.)	95,00	95,00	95,00	95,00	95,00
Concreto e piso para as calçadas (15 Mpa)	R\$/m³	1.597,20	1.597,20	1.597,20	1.597,20	1.597,20
Compressor (Soprador de ar)	R\$ (unid.)	6.000,00	6.000,00	6.000,00	6.000,00	6.000,00
Caixa d'água 150 litros	R\$ (unid.)	150,00	150,00	150,00	150,00	150,00
Equipamento/ tubulação - condução de gás		-	-	-	-	-
Registro 50 mm	R\$ (unid.)	67,40	67,40	67,40	67,40	67,40
Tubulação PVC 50 mm	R\$	288,00	288,00	288,00	288,00	288,00
Estrutura complementar de armazenagem dos dejetos	R\$/m³	8.510,12	7.630,50	7.618,23	6.231,97	5.807,40
Total	R\$	82.113,60	78.988,34	78.961,45	74.516,74	73.158,72

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: Dados da pesquisa.

5.2.6 Custos logísticos para a destinação dos dejetos

Nas tabelas 47, 48, 49 e 50 são apresentados os cálculos de custo no transporte do trator de 75 cavalos, considerando o tanque $4,30\text{m}^3$, preço do diesel de R\$ 2,40 por litro e salário mínimo de R\$ 778,00.

Nas tabelas 51, 52, 53 e 54 são apresentados os cálculos de custo de transporte do caminhão Mercedes MB Atron 2324 de 238 cavalos, considerando o tanque de 15m^3 , preço do diesel de R\$ 2,40 por litro e salário mínimo de R\$ 778,00.

Os cálculos apresentados nas tabelas 47 a 54 são oriundos das expressões 32 a 41 citadas anteriormente no material e método.

Tabela 47 – Custo do transporte trator de 75 CV

Máquina	Potência (CV)	Valor Novo (R\$)	Valor residual (% novo)	Valor residual (R\$)	Vida útil (horas de serviço)	Depreciação (R\$/hora)	Tx manutenção (%)	Manutenção (R\$/hora)	Custo conservação (R\$/hora)
	75	65.000,00	20%	13.000,00	12.000	4,33	50%	2,71	7,04

Fonte: Dados da pesquisa.

Tabela 48 – Custo do tanque de 4,30 m³

Equipamento	Especificação (m ³)	Novo (R\$)	Valor residual (% novo)	Valor residual (R\$)	Vida útil (horas de serviço)	Depreciação (R\$/hora)	Manutenção (%)	Manutenção (R\$/hora)	Conservação (R\$/hora)
	4,30	18.000,00	20%	3.600,00	12.000	1,20	30%	0,45	1,65

Fonte: Dados da pesquisa.

Tabela 49 – Custo da mão de obra do tratorista

Mão -de - obra	Salário (R\$/ mês)	Encargos (R\$/ mês)	Horas trabalhadas (mês)	Custo mão de obra (R\$/hora)
	778,00	544,60	160	8,26

Fonte: Dados da pesquisa.

Tabela 50 – Custo final total do transporte trator/tanque

Operação	Máquina	Potência (CV)	Manutenção (R\$)	Consumo diesel (L/ hora)	Custo diesel (R\$/hora)	Mecanização (R\$/hora)	Trabalhadores Tratorista	Mão de obra (R\$/hora)	Total (R\$/hora)
Carregamento	Trator	75	7,04	9	21,6	28,64	1	8,27	38,56
	Tanque	-	1,65			1,65			

Fonte: Dados da pesquisa.

Tabela 51 – Custo transporte caminhão de 238 CV

Máquina	Potência (CV)	Valor Novo (R\$)	Valor residual (% do novo)	Valor residual (R\$)	Vida útil (horas de serviço)	Depreciação (R\$/hora)	Tx manutenção (%)	Manutenção (R\$/hora)	Custo conservação (R\$/hora)
	238	220.000,00	20%	44.000,00	12.000	14,67	50%	9,17	23,83

Fonte: Dados da pesquisa.

Tabela 52 – Custo tanque de 15 m³

Equipamento	Especificação		Valor Novo	Valor residual		Vida útil	Depreciação		Manutenção	Manutenção		Conservação
	m ³	(R\$)		(% do novo)	(R\$)		(horas de serviço)	(R\$/hora)		(%)	(R\$/hora)	
Tanque	15	40.000,00	20%	8.000,00	12.000	2,67	30%	1,00	3,67			

Fonte: Dados da pesquisa.

Tabela 53 – Custo mão de obra motorista do caminhão

Mão de obra	Salário		Encargos	Horas trabalhadas		Custo mão de obra
	(R\$/ mês)	778,00		(R\$/ mês)	(mês)	
Motorista		544,60	160			8,26

Fonte: Dados da pesquisa.

Tabela 54 – Custo final total do transporte caminhão/tanque

Operação	Máquina		Potência	Manutenção		Consumo diesel	Custo diesel		Mecanização	Trabalhadores		Total
	Implemento	(CV)		(R\$)	3,67	(L/ hora)	(R\$/ hora)	68,54	(R\$/ hora)	Tratorista	(R\$/ hora)	
Carregamento	Caminhão	238	-	-	-	28,56	92,38	1	8,26		104,31	
	Tanque	-	-	-	-	3,67						

Fonte: Dados da pesquisa.

De acordo com as expressões 29, 30 e 31 descritas anteriormente no material e método, são apresentados nas tabelas 55, 56 e 57 os raios para distribuição de nitrogênio, fósforo e potássio (NPK) oriundos dos cinco tratamentos estudados nas granjas de pequeno (300 matrizes), médio (650 matrizes) e grande (1.001 matrizes) porte.

Tabela 55 – Raio para distribuição de NPK em granjas de pequeno porte (300 matrizes)

Raio		Porte da granja Estado de São Paulo 300 matrizes				
		Tratamentos*				
		T1	T2	T3	T4	T5
Nitrogênio	km	2,13	2,00	1,98	1,87	1,88
Fósforo	km	1,26	1,17	1,04	1,11	1,05
Potássio	km	1,84	1,59	1,75	1,68	1,52

Tratamentos*: 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: Dados da pesquisa.

Tabela 56 – Raio para distribuição de NPK em granjas de médio porte (650 matrizes)

Raio		Porte da granja Estado de São Paulo 650 matrizes				
		Tratamentos*				
		T1	T2	T3	T4	T5
Nitrogênio	km	3,13	2,95	2,92	2,76	2,77
Fósforo	km	1,85	1,73	1,54	1,64	1,54
Potássio	km	2,71	2,34	2,57	2,47	2,23

Tratamentos*: 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: Dados da pesquisa.

Tabela 57 – Raio para distribuição de NPK em granjas de grande porte (1.001 matrizes)

Raio		Porte da granja Estado de São Paulo 1.001 matrizes				
		Tratamentos*				
		T1	T2	T3	T4	T5
Nitrogênio	km	3,89	3,66	3,62	3,42	3,44
Fósforo	km	2,30	2,14	1,91	2,03	1,91
Potássio	km	3,36	2,91	3,19	3,07	2,77

Tratamentos*: 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: Dados da pesquisa.

Para o cálculo de quantidade de viagens realizadas pelos dois tipos de distribuição, considerou-se o raio do nitrogênio para esterqueira e biodigestor. Nas tabelas 58, 60, 62, 64, 66 e 68 são apresentadas as quantidades de viagens realizadas para o trator e caminhão pelos cinco tratamentos estudados nas granjas de pequeno (300 matrizes), médio (650 matrizes) e grande (1.001 matrizes) porte considerando o volume de dejetos oriundos da esterqueira e biodigestor.

Nas tabelas 59, 61, 63, 65, 67 e 69 são apresentados os tempos das viagens (horas) realizadas para o trator e caminhão pelos cinco tratamentos estudados nas granjas de pequeno (300 matrizes), médio (650 matrizes) e grande (1.001 matrizes) porte considerando o volume de dejetos oriundos da esterqueira e biodigestor, considerando o tempo de retenção de 120 dias e 30 dias, respectivamente.

Tabela 58 – Quantidade de viagens realizadas pelo trator e caminhão considerando o volume de dejetos oriundos da esterqueira em granjas de pequeno porte (300 matrizes)

Viagens	Porte da granja Estado de São Paulo 300 matrizes				
	Tratamentos*				
	T1	T2	T3	T4	T5
Trator	361,00	347,00	346,00	322,00	314,00
Caminhão	104,00	100,00	100,00	93,00	90,00

Tratamentos*: 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: Dados da pesquisa.

Tabela 59 – Tempo necessário para realizar as viagens pelo trator e caminhão considerando o volume de dejetos oriundos da esterqueira em granjas de pequeno porte (300 matrizes)

Tempo das viagens		Porte da granja Estado de São Paulo 300 matrizes				
		Tratamentos*				
		T1	T2	T3	T4	T5
Trator	horas	192,05	173,44	171,49	150,55	147,54
Caminhão	horas	11,01	9,94	9,83	8,63	8,46

Tratamentos*: 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: Dados da pesquisa.

Tabela 60 – Quantidade de viagens realizadas pelo trator e caminhão considerando o volume de dejetos oriundos da esterqueira em granjas de médio porte (650 matrizes)

Viagens	Porte da granja Estado de São Paulo 650 matrizes				
	Tratamentos*				
	T1	T2	T3	T4	T5
Trator	782,00	750,00	750,00	697,00	679,00
Caminhão	225,00	216,00	215,00	200,00	195,00

Tratamentos*: 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: Dados da pesquisa.

Tabela 61 – Tempo necessário para realizar as viagens pelo trator e caminhão considerando o volume de dejetos oriundos da esterqueira em granjas de médio porte (650 matrizes)

		Porte da granja Estado de São Paulo 650 matrizes				
Tempo das viagens		Tratamentos*				
		T1	T2	T3	T4	T5
Trator	horas	612,49	553,14	546,94	480,14	470,55
Caminhão	horas	35,12	31,71	31,36	27,53	26,98

Tratamentos*: 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: Dados da pesquisa.

Tabela 62 – Quantidade de viagens realizadas pelo trator e caminhão considerando o volume de dejetos oriundos da esterqueira em granjas de grande porte (1.001 matrizes)

Viagens	Porte da granja Estado de São Paulo 1.001 matrizes				
	Tratamentos*				
	T1	T2	T3	T4	T5
Trator	1.204,00	1.156,00	1.155,00	1.073,00	1.046,00
Caminhão	346,00	332,00	331,00	308,00	300,00

Tratamentos*: 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: Dados da pesquisa.

Tabela 63 – Tempo necessário para realizar as viagens pelo trator e caminhão considerando o volume de dejetos oriundos da esterqueira em granjas de grande porte (1.001 matrizes)

		Porte da granja Estado de São Paulo 1.001 matrizes				
Tempo das viagens		Tratamentos*				
		T1	T2	T3	T4	T5
Trator	horas	1.170,52	1.057,10	1.045,24	917,59	899,26
Caminhão	horas	67,11	60,61	59,93	52,61	51,56

Tratamentos*: 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: Dados da pesquisa.

Tabela 64 – Quantidade de viagens realizadas pelo trator e caminhão considerando o volume de dejetos oriundos do biodigestor em granjas de pequeno porte (300 matrizes)

Viagens	Porte da granja Estado de São Paulo 300 matrizes				
	Tratamentos*				
	T1	T2	T3	T4	T5
Trator	90,19	86,56	86,51	80,33	78,30
Caminhão	25,86	24,81	24,80	23,03	22,45

Tratamentos*: 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: Dados da pesquisa.

Tabela 65 – Tempo necessário para realizar as viagens pelo trator e caminhão considerando o volume de dejetos oriundos do biodigestor em granjas de pequeno porte (300 matrizes)

Grandes do biodigestor em granjas de pequeno porte (300 matrizes)						
Tempo das viagens		Porte da granja Estado de São Paulo 300 matrizes				
		Tratamentos*				
		T1	T2	T3	T4	T5
Trator	horas	20,62	19,39	19,17	16,83	16,50
Caminhão	horas	1,18	1,11	1,10	0,97	0,95

Tratamentos*: 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: Dados da pesquisa.

Tabela 66 – Quantidade de viagens realizadas pelo trator e caminhão considerando o volume de dejetos oriundos do biodigestor em granjas de médio porte (650 matrizes)

Viagens	Porte da granja Estado de São Paulo 650 matrizes				
	Tratamentos*				
	T1	T2	T3	T4	T5
Trator	195,42	187,55	187,44	174,04	169,65
Caminhão	56,02	56,02	53,73	49,89	48,63

Tratamentos*: 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: Dados da pesquisa.

Tabela 67 – Tempo necessário para realizar as viagens pelo trator e caminhão considerando o volume de dejetos oriundos do biodigestor em granjas de médio porte (650 matrizes)

Grandes do Sudeste em granjas de médio porte (650 matrizes)						
Tempo das viagens		Porte da granja Estado de São Paulo 650 matrizes				
		Tratamentos*				
		T1	T2	T3	T4	T5
Trator	horas	68,48	61,84	61,15	53,68	52,61
Caminhão	horas	3,93	3,69	3,51	3,08	3,02

Tratamentos*: 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: Dados da pesquisa.

Tabela 68 – Quantidade de viagens realizadas pelo trator e caminhão considerando o volume de dejetos oriundos do biodigestor em granjas de grande porte (1.001 matrizes)

Viagens	Porte da granja Estado de São Paulo 1.001 matrizes				
	Tratamentos*				
	T1	T2	T3	T4	T5
Trator	300,94	288,83	288,65	268,03	261,26
Caminhão	86,27	82,80	82,75	76,83	74,89

Tratamentos*: 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: Dados da pesquisa.

Tabela 69 – Tempo necessário para realizar as viagens pelo trator e caminhão considerando o volume de dejetos oriundos do biodigestor em granjas de grande porte (1.001 matrizes)

		Porte da granja Estado de São Paulo 1.001 matrizes				
Tempo das viagens		Tratamentos*				
		T1	T2	T3	T4	T5
Trator	horas	130,87	118,19	116,86	102,59	100,54
Caminhão	horas	7,50	6,78	6,70	5,88	5,76

Tratamentos*: 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: Dados da pesquisa.

Os resultados dos cálculos do custo total final do transporte (R\$), tanto para o conjunto trator/tanque e caminhão/tanque pelos cinco tratamentos estudados nas granjas de pequeno (300 matrizes), médio (650 matrizes) e grande (1.001 matrizes) porte considerando o volume de dejetos oriundos da esterqueira e biodigestor são apresentados nas tabelas 70 a 75. As figuras 10 e 11 demonstram a evolução do preço do transporte caminhão em função dos diferentes portes de granja e tratamento dos dejetos.

Tabela 70 – Custo de transporte considerando o volume de dejetos oriundos da esterqueira em granjas de pequeno porte (300 matrizes)

Custos logísticos		Porte da granja Estado de São Paulo 300 matrizes				
		Tratamentos*				
		T1	T2	T3	T4	T5
Trator	R\$	7.404,95	6.687,44	6.612,43	5.804,86	5.688,94
Caminhão	R\$	1.148,53	1.037,24	1.025,61	900,35	882,37

Tratamentos*: 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: Dados da pesquisa.

Tabela 71 – Custo de transporte considerando o volume de dejetos oriundos da esterqueira em granjas de médio porte (650 matrizes)

Custos logísticos		Porte da granja Estado de São Paulo 650 matrizes				
		Tratamentos*				
		T1	T2	T3	T4	T5
Trator	R\$	23.616,21	21.327,89	21.088,69	18.513,12	18.143,45
Caminhão	R\$	3.662,95	3.308,02	3.270,92	2.871,44	2.814,11

Tratamentos*: 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: Dados da pesquisa.

Tabela 72 – Custo de transporte considerando o volume de dejetos oriundos da esterqueira em granjas de grande porte (1.001 matrizes)

Custos logísticos		Porte da granja Estado de São Paulo 1.001 matrizes				
		Tratamentos*				
		T1	T2	T3	T4	T5
Trator	R\$	45.132,70	40.759,51	40.302,37	35.380,23	34.673,76
Caminhão	R\$	7.000,22	6.321,93	6.251,02	5.487,58	5.378,01

Tratamentos*: 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: Dados da pesquisa.

Figura 10 –Evolução do custo logístico dos dejetos oriundos de esterqueira em função dos diferentes portes de granja

Fonte: Dados da pesquisa.

Pode-se observar que conforme há o aumento de produção de dejetos, no caso do tratamento 1 e granja de grande porte (1.001 matrizes), há o aumento do custo logístico (R\$) do dejetos oriundos da esterqueira no transporte realizado por caminhão.

Tabela 73 – Custo de transporte considerando o volume de dejetos oriundos do biodigestor em granjas de pequeno porte (300 matrizes)

Custos logísticos		Porte da granja Estado de São Paulo 300 matrizes				
		Tratamentos*				
		T1	T2	T3	T4	T5
Trator	R\$	795,21	747,68	739,29	649,00	636,04
Caminhão	R\$	123,34	115,97	114,67	100,66	98,65

Tratamentos*: 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: Dados da pesquisa.

Tabela 74 – Custo de transporte considerando o volume de dejetos oriundos do biodigestor em granjas de médio porte (650 matrizes)

Custos logísticos		Porte da granja Estado de São Paulo 650 matrizes				
		Tratamentos*				
		T1	T2	T3	T4	T5
Trator	R\$	2.640,37	2.384,53	2.357,79	2.069,83	2.028,50
Caminhão	R\$	409,53	385,36	365,70	321,04	314,63

Tratamentos*: 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: Dados da pesquisa.

Tabela 75 – Custo de transporte considerando o volume de dejetos oriundos do biodigestor em granjas de grande porte (1.001 matrizes)

Custos logísticos		Porte da granja Estado de São Paulo 1.001 matrizes				
		Tratamentos*				
		T1	T2	T3	T4	T5
Trator	R\$	5.045,99	4.557,05	4.505,94	3.955,63	3.876,64
Caminhão	R\$	782,65	706,81	698,89	613,53	601,28

Tratamentos*: 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: Dados da pesquisa.

Figura 11 –Evolução do preço do custo logístico dos dejetos oriundos do biodigestor em função dos diferentes portes de granja

Tratamentos*: 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 anteriormente descritos. EPM**: erro padrão da média. P***: probabilidade

Fonte: Dados da pesquisa.

Pode-se observar que conforme há o aumento de produção de dejetos, no caso do tratamento 1 e granja de grande porte (1.001 matrizes), há o aumento do custo logístico (R\$) do dejeito oriundos do biodigestor no transporte realizado por caminhão.

5.2.7 Análise econômica da viabilidade de sistemas

A análise econômica da viabilidade de sistemas considerou 120 cenários, sendo, esterqueira ou biodigestor; PVC ou PEAD; o porte da granja: i) 300 matrizes (pequena); ii) 650 matrizes (média) e iii) 1.001 matrizes (grande); os cinco tratamentos; e o tipo de transporte: i) trator; ii) caminhão. Na tabela 76 são apresentados os diferentes cenários, Valor Presente Líquido (VPL), Taxa Interna de Retorno (TIR) e o período de recuperação de capital (*Payback*), conforme as expressões 42, 43 e 44 conforme descritas no material e método.

Tabela 76 – Análise econômica da viabilidade de sistemas nos diferentes cenários

(Continua)

Cenário	Dejeto	Material	Granja	Tratamento	Veículo	VPL ¹ (R\$)	TIR ² (%aa)	Payback ³ (Ano)
1	esterqueira	PVC	P	1	Trator	375.507,92	29,10	1
2	esterqueira	PVC	P	2	Trator	287.243,72	27,11	1
3	esterqueira	PVC	P	3	Trator	284.594,34	27,04	1
4	esterqueira	PVC	P	4	Trator	247.932,28	26,49	1
5	esterqueira	PVC	P	5	Trator	207.416,28	25,22	1
6	esterqueira	PVC	M	1	Trator	798.720,64	28,89	1
7	esterqueira	PVC	M	2	Trator	611.526,42	26,93	1
8	esterqueira	PVC	M	3	Trator	605.933,86	26,86	1
9	esterqueira	PVC	M	4	Trator	528.161,48	26,35	1
10	esterqueira	PVC	M	5	Trator	440.567,57	25,06	1
11	esterqueira	PVC	G	1	Trator	1.218.531,25	28,70	1
12	esterqueira	PVC	G	2	Trator	927.622,82	26,70	1
13	esterqueira	PVC	G	3	Trator	919.181,29	26,63	1
14	esterqueira	PVC	G	4	Trator	801.361,16	26,14	1
15	esterqueira	PVC	G	5	Trator	667.235,96	24,84	1
16	esterqueira	PVC	P	1	Caminhão	387.561,26	29,80	1
17	esterqueira	PVC	P	2	Caminhão	298.129,14	27,82	1
18	esterqueira	PVC	P	3	Caminhão	295.357,68	27,74	1
19	esterqueira	PVC	P	4	Caminhão	257.381,09	27,16	1
20	esterqueira	PVC	P	5	Caminhão	216.676,41	25,93	1
21	esterqueira	PVC	M	1	Caminhão	837.161,72	29,94	1
22	esterqueira	PVC	M	2	Caminhão	646.242,71	27,98	1
23	esterqueira	PVC	M	3	Caminhão	640.260,79	27,91	1
24	esterqueira	PVC	M	4	Caminhão	558.296,05	27,35	1
25	esterqueira	PVC	M	5	Caminhão	470.100,41	26,12	1
26	esterqueira	PVC	G	1	Caminhão	1.291.995,60	30,00	1
27	esterqueira	PVC	G	2	Caminhão	993.968,76	28,01	1
28	esterqueira	PVC	G	3	Caminhão	984.783,12	27,93	1
29	esterqueira	PVC	G	4	Caminhão	858.951,02	27,39	1
30	esterqueira	PVC	G	5	Caminhão	723.078,62	26,15	1
31	esterqueira	PEAD	P	1	Trator	379.667,32	29,96	1
32	esterqueira	PEAD	P	2	Trator	291.220,54	27,94	1
33	esterqueira	PEAD	P	3	Trator	288.571,16	27,87	1
34	esterqueira	PEAD	P	4	Trator	251.639,36	27,31	1
35	esterqueira	PEAD	P	5	Trator	211.018,24	26,03	1
36	esterqueira	PEAD	M	1	Trator	807.707,55	29,75	1
37	esterqueira	PEAD	M	2	Trator	620.128,79	27,76	1
38	esterqueira	PEAD	M	3	Trator	614.536,23	27,69	1
39	esterqueira	PEAD	M	4	Trator	536.159,37	27,17	1

(continuação)								
Cenário	Dejeto	Material	Granja	Tratamento	Veículo	VPL ¹	TIR ²	Payback ³
						(R\$)	(%aa)	(Ano)
40	esterqueira	PEAD	M	5	Trator	448.348,29	25,87	1
41	esterqueira	PEAD	G	1	Trator	1.232.311,08	29,55	1
42	esterqueira	PEAD	G	2	Trator	940.853,51	27,52	1
43	esterqueira	PEAD	G	3	Trator	932.411,97	27,45	1
44	esterqueira	PEAD	G	4	Trator	813.630,49	26,95	1
45	esterqueira	PEAD	G	5	Trator	679.486,55	25,65	1
46	esterqueira	PEAD	P	1	Caminhão	391.720,67	30,70	1
47	esterqueira	PEAD	P	2	Caminhão	302.105,95	28,69	1
48	esterqueira	PEAD	P	3	Caminhão	299.334,49	28,61	1
49	esterqueira	PEAD	P	4	Caminhão	261.088,17	28,03	1
50	esterqueira	PEAD	P	5	Caminhão	220.278,37	26,78	1
51	esterqueira	PEAD	M	1	Caminhão	846.148,63	30,85	1
52	esterqueira	PEAD	M	2	Caminhão	654.845,07	28,88	1
53	esterqueira	PEAD	M	3	Caminhão	648.863,15	28,80	1
54	esterqueira	PEAD	M	4	Caminhão	566.293,94	28,24	1
55	esterqueira	PEAD	M	5	Caminhão	477.881,13	26,99	1
56	esterqueira	PEAD	G	1	Caminhão	1.305.775,43	30,92	1
57	esterqueira	PEAD	G	2	Caminhão	1.007.199,44	28,90	1
58	esterqueira	PEAD	G	3	Caminhão	998.013,81	28,83	1
59	esterqueira	PEAD	G	4	Caminhão	871.220,35	28,28	1
60	esterqueira	PEAD	G	5	Caminhão	735.926,46	27,05	1
61	biodigestor	PVC	P	1	Trator	350.722,66	28,03	1
62	biodigestor	PVC	P	2	Trator	264.462,89	25,74	1
63	biodigestor	PVC	P	3	Trator	261.523,20	25,54	1
64	biodigestor	PVC	P	4	Trator	227.964,12	24,87	1
65	biodigestor	PVC	P	5	Trator	187.491,03	23,49	1
66	biodigestor	PVC	M	1	Trator	788.234,93	31,74	1
67	biodigestor	PVC	M	2	Trator	609.190,15	29,96	1
68	biodigestor	PVC	M	3	Trator	604.485,95	29,90	1
69	biodigestor	PVC	M	4	Trator	530.498,73	29,23	1
70	biodigestor	PVC	M	5	Trator	442.237,43	27,73	1
71	biodigestor	PVC	G	1	Trator	1.233.273,21	33,74	1
72	biodigestor	PVC	G	2	Trator	950.113,56	31,60	1
73	biodigestor	PVC	G	3	Trator	942.952,45	31,54	1
74	biodigestor	PVC	G	4	Trator	829.262,03	30,91	1
75	biodigestor	PVC	G	5	Trator	693.476,59	29,40	1
76	biodigestor	PVC	P	1	Caminhão	356.818,90	28,47	1
77	biodigestor	PVC	P	2	Caminhão	270.194,76	26,18	1
78	biodigestor	PVC	P	3	Caminhão	267.930,07	26,12	1
79	biodigestor	PVC	P	4	Caminhão	232.939,52	25,29	1
80	biodigestor	PVC	P	5	Caminhão	192.367,08	23,91	1

Cenário	Dejeto	Material	Granja	Tratamento	Veículo	(conclusão)		
						VPL ¹	TIR ²	Payback ³
						(R\$)	(%a.a.)	(Ano)
81	biodigestor	PVC	M	1	Caminhão	811.116,99	33,04	1
82	biodigestor	PVC	M	2	Caminhão	627.329,74	30,88	1
83	biodigestor	PVC	M	3	Caminhão	622.561,27	30,82	1
84	biodigestor	PVC	M	4	Caminhão	546.366,50	30,10	1
85	biodigestor	PVC	M	5	Caminhão	457.788,36	28,62	1
86	biodigestor	PVC	G	1	Caminhão	1.271.956,90	35,10	1
87	biodigestor	PVC	G	2	Caminhão	985.048,94	32,93	1
88	biodigestor	PVC	G	3	Caminhão	977.496,01	32,86	1
89	biodigestor	PVC	G	4	Caminhão	859.586,77	32,16	1
90	biodigestor	PVC	G	5	Caminhão	723.195,81	30,68	1
91	biodigestor	PEAD	P	1	Trator	351.773,98	28,22	1
92	biodigestor	PEAD	P	2	Trator	266.525,55	26,11	1
93	biodigestor	PEAD	P	3	Trator	264.325,15	26,05	1
94	biodigestor	PEAD	P	4	Trator	230.026,78	25,26	1
95	biodigestor	PEAD	P	5	Trator	189.507,86	23,87	1
96	biodigestor	PEAD	M	1	Trator	795.470,84	32,72	1
97	biodigestor	PEAD	M	2	Trator	613.608,98	30,57	1
98	biodigestor	PEAD	M	3	Trator	608.904,78	30,51	1
99	biodigestor	PEAD	M	4	Trator	534.649,20	29,84	1
100	biodigestor	PEAD	M	5	Trator	446.342,08	28,33	1
101	biodigestor	PEAD	G	1	Trator	1.240.401,63	34,51	1
102	biodigestor	PEAD	G	2	Trator	956.888,57	32,34	1
103	biodigestor	PEAD	G	3	Trator	943.019,44	31,54	1
104	biodigestor	PEAD	G	4	Trator	835.611,59	31,65	1
105	biodigestor	PEAD	G	5	Trator	699.714,89	30,12	1
106	biodigestor	PEAD	P	1	Caminhão	357.870,22	28,68	1
107	biodigestor	PEAD	P	2	Caminhão	272.257,42	26,57	1
108	biodigestor	PEAD	P	3	Caminhão	263.098,04	26,51	1
109	biodigestor	PEAD	P	4	Caminhão	235.002,18	25,69	1
110	biodigestor	PEAD	P	5	Caminhão	194.383,91	24,30	1
111	biodigestor	PEAD	M	1	Caminhão	815.712,53	33,72	1
112	biodigestor	PEAD	M	2	Caminhão	631.748,57	31,54	1
113	biodigestor	PEAD	M	3	Caminhão	626.980,10	31,48	1
114	biodigestor	PEAD	M	4	Caminhão	550.516,98	30,75	1
115	biodigestor	PEAD	M	5	Caminhão	461.893,01	29,26	1
116	biodigestor	PEAD	G	1	Caminhão	1.279.085,32	35,95	1
117	biodigestor	PEAD	G	2	Caminhão	991.823,95	33,75	1
118	biodigestor	PEAD	G	3	Caminhão	977.563,00	32,86	1
119	biodigestor	PEAD	G	4	Caminhão	865.936,34	32,97	1
120	biodigestor	PEAD	G	5	Caminhão	729.434,11	31,48	1

¹Valor Presente Líquido (VPL), ²Taxa Interna de Retorno (TIR) ao ano; ³Período de recuperação de capital (*Payback*).

Fonte: Dados da pesquisa.

Para melhor visualização das variações nos fluxos de caixa utilizou-se a Taxa Interna de Retorno (TIR) (% ao ano), conforme apresentado na figura 12 e quadro 2.

Figura 12 – Taxa Interna de Retorno (TIR) nos diferentes portes de granja

Granja P: 350 matrizes; Granja M: 650 matrizes; Granja G: 1.001 matrizes

Fonte: Elaborado pela autora

Pode-se observar na figura 12 que conforme VPL aumenta nos cenários, este atinge a TIR, igualando o VPL das entradas dos fluxos de caixa ao investimento inicial referente ao estudo.

Quadro 2 – Escala de Valor Presente Líquido (VPL) nos diferentes cenários

Quadro 2 – Escala de Valor Presente Líquido (VPL) nos diferentes cenários						
VPL	Cenários*					
Abaixo de R\$ 200000	B-PVC-P-5-T B-PEAD-P-5-T B-PVC-P-5-C B-PEAD-P-5-C					
R\$ 201.000,00 a R\$ 400.000,00	E-PVC-P-5-T E-PEAD-P-5-T E-PVC-P-5-C E-PEAD-P-5-C B-PVC-P-4-T B-PEAD-P-4-T B-PVC-P-4-C B-PEAD-P-4-C	E-PVC-P-4-T E-PEAD-P-4-T E-PVC-P-4-C E-PEAD-P-4-C B-PVC-P-3-T B-PEAD-P-3-C B-PEAD-P-3-T B-PVC-P-2-T	B-PEAD-P-2-T B-PVC-P-3-C B-PVC-P-2-C B-PEAD-P-2-C E-PVC-P-3-T E-PVC-P-2-T E-PEAD-P-3-T E-PEAD-P-2-T	E-PVC-P-3-C E-PVC-P-2-C E-PEAD-P-3-C E-PEAD-P-2-C B-PVC-P-1-T B-PEAD-P-1-T B-PVC-P-1-C B-PEAD-P-1-C	E-PVC-P-1-T E-PEAD-P-1-T E-PVC-P-1-C E-PEAD-P-1-C	
R\$ 401.000,00 a R\$ 600.000,00	E-PVC-M-5-T B-PVC-M-5-T B-PEAD-M-5-T E-PEAD-M-5-T B-PVC-M-5-C B-PEAD-M-5-C E-PVC-M-5-C E-PEAD-M-5-C	E-PVC-M-4-T B-PVC-M-4-T B-PEAD-M-4-T E-PEAD-M-4-T B-PVC-M-4-C B-PEAD-M-4-C E-PVC-M-4-C E-PEAD-M-4-C				
R\$ 601.000,00 a R\$ 800.000,00	B-PVC-M-3-T E-PVC-M-3-T B-PEAD-M-3-T B-PVC-M-2-T E-PVC-M-2-T B-PEAD-M-2-T E-PEAD-M-3-T E-PEAD-M-2-T	B-PVC-M-3-C B-PEAD-M-3-C B-PVC-M-2-C B-PEAD-M-2-C E-PVC-M-3-C E-PVC-M-2-C E-PEAD-M-3 E-PEAD-M-2-C	E-PVC-G-5-T E-PEAD-G-5-T B-PVC-G-5-T B-PEAD-G-5-T E-PVC-G-5-C B-PVC-G-5-C B-PEAD-G-5-C E-PEAD-G-5-C	B-PVC-M-1-T B-PEAD-M-1-T E-PVC-M-1-T		
R\$ 801.000,00 a R\$ 1.000.000,00	E-PVC-G-4-T E-PEAD-M-1-T B-PVC-M-1-C E-PEAD-G-4-T B-PEAD-M-1-C B-PVC-G-4-T B-PEAD-G-4-T E-PVC-M-1-C	E-PEAD-M-1-C E-PVC-G-4-C B-PVC-G-4-C B-PEAD-G-4-C E-PEAD-G-4-C E-PVC-G-3-T E-PVC-G-2-T E-PEAD-G-3-T	E-PEAD-G-2-T B-PVC-G-3-T B-PEAD-G-3-T B-PVC-G-2-T B-PEAD-G-2-T B-PVC-G-3-C B-PEAD-G-3-C E-PVC-G-3-C	B-PVC-G-2-C B-PEAD-G-2-C E-PVC-G-2-C E-PEAD-G-3-C		
Acima de R\$ 1001000	E-PEAD-G-2-C E-PVC-G-1-T E-PEAD-G-1-T B-PVC-G-1-T B-PEAD-G-1-T	B-PVC-G-1-C B-PEAD-G-1-C E-PVC-G-1-C E-PEAD-G-1-C				

**Cenários: B – biodigestor; E – esterqueira; P – 300 matrizes; M – 650 matrizes; G – 1.001 matrizes; T – trator; C – caminhão

Fonte: Dados da pesquisa.

A título de ilustração os resultados obtidos de 5 fluxos de caixa serão apresentados nas tabelas 77 a 81, os demais 115 fluxos de caixa estão no formato eletrônico.

A tabela 77 apresenta os resultados obtidos na análise econômica do sistema de tratamento esterqueira PVC e transporte caminhão/tanque para o Tratamento 1, considerando os fertilizantes nitrogênio, fósforo e potássio (NPK). O VPL do investimento obtido foi de R\$ 387.561,26. O *payback* ocorreu no 1º ano do projeto e a TIR obtida foi de 29,80% ao ano em granjas de pequeno porte (300 matrizes).

Tabela 77 – Projeção do fluxo de caixa do empreendimento com utilização de esterqueira PVC e transporte caminhão/ tanque para o Tratamento 1 considerando os fertilizantes nitrogênio, fósforo e potássio (NPK) em granjas de pequeno porte (300 matrizes)

(continua)

Porte da granja Estado de São Paulo 300 matrizes									
Tratamento 1 esterqueira PVC Caminhão									
Ano	Entradas			Saídas			FCL	FCL acumulado	
	P	K	N	Construção	Manutenção	Distribuição			
0	-	-	-	49.682,86	-	-	- 49.682,86	- 49.682,86	
1	-	-	-	-	-	-	-	- 49.682,86	
2	-	-	-	-	-	-	-	- 49.682,86	
3	-	-	-	-	-	-	-	- 49.682,86	
4	-	-	-	-	-	1.148,53	- 1.148,53	- 50.831,39	
5	-	-	-	-	-	-	-	- 50.831,39	
6	-	-	-	-	-	-	-	- 50.831,39	
7	-	-	-	-	-	-	-	- 50.831,39	
8	-	-	-	-	-	1.148,53	- 1.148,53	- 51.979,92	
9	-	-	-	-	-	-	-	- 51.979,92	
10	-	-	-	-	-	-	-	- 51.979,92	
11	-	-	-	-	-	-	-	- 51.979,92	
12	342.480,72	405.523,64	352.801,19	-	745,24	1.148,53	1.098.911,78	1.046.931,86	
13	-	-	-	-	-	-	-	1.046.931,86	
14	-	-	-	-	-	-	-	1.046.931,86	
15	-	-	-	-	-	-	-	1.046.931,86	
16	-	-	-	-	-	1.148,53	- 1.148,53	1.045.783,33	
17	-	-	-	-	-	-	-	1.045.783,33	
18	-	-	-	-	-	-	-	1.045.783,33	
19	-	-	-	-	-	-	-	1.045.783,33	
20	-	-	-	-	-	1.148,53	- 1.148,53	1.044.634,80	
21	-	-	-	-	-	-	-	1.044.634,80	
22	-	-	-	-	-	-	-	1.044.634,80	

Esther Ramalho Afonso

(continuação)

Porte da granja Estado de São Paulo 300 matrizes									
Tratamento 1 esterqueira PVC Caminhão									
Ano	Entradas			Saídas			FCL	FCL acumulado	
	P	K	N	Construção	Manutenção	Distribuição			
23	-	-	-	-	-	-	-	-	1.044.634,80
24	342.480,72	405.523,64	352.801,19	-	745,24	1.148,53	1.098.911,78	-	2.143.546,58
25	-	-	-	-	-	-	-	-	1.002.283,41
26	-	-	-	-	-	-	-	-	1.002.283,41
27	-	-	-	-	-	-	-	-	992.407,41
28	-	-	-	-	-	1.148,53	- 1.148,53	-	991.258,88
29	-	-	-	-	-	-	-	-	991.258,88
30	-	-	-	-	-	-	-	-	991.258,88
31	-	-	-	-	-	-	-	-	991.258,88
32	-	-	-	-	-	1.148,53	- 1.148,53	-	980.234,35
33	-	-	-	-	-	-	-	-	980.234,35
34	-	-	-	-	-	-	-	-	980.234,35
35	-	-	-	-	-	-	-	-	980.234,35
36	342.480,72	405.523,64	352.801,19	-	745,24	1.148,53	1.098.911,78	-	2.070.748,94
37	-	-	-	-	-	-	-	-	1.002.283,41
38	-	-	-	-	-	-	-	-	1.002.283,41
39	-	-	-	-	-	-	-	-	992.407,41
40	-	-	-	-	-	1.148,53	- 1.148,53	-	991.258,88
41	-	-	-	-	-	-	-	-	991.258,88
42	-	-	-	-	-	-	-	-	991.258,88
43	-	-	-	-	-	-	-	-	991.258,88
44	-	-	-	-	-	1.148,53	- 1.148,53	-	980.234,35
45	-	-	-	-	-	-	-	-	980.234,35

Esther Ramalho Afonso

(conclusão)

Porte da granja Estado de São Paulo 300 matrizes

Tratamento 1 esterqueira PVC Caminhão

Ano	Entradas			Saídas		Distribuição	FCL	FCL acumulado
	P	K	N	Construção	Manutenção			
46	-	-	-	-	-	-	-	980.234,35
47	-	-	-	-	-	-	-	980.234,35
48	342.480,72	405.523,64	352.801,19	-	-	745,24	1.148,53	2.070.748,94
49	-	-	-	-	-	-	-	1.002.283,41
50	-	-	-	-	-	-	-	1.002.283,41
51	-	-	-	-	-	-	-	992.407,41
52	-	-	-	-	-	1.148,53	- 1.148,53	991.258,88
53	-	-	-	-	-	-	-	991.258,88
54	-	-	-	-	-	-	-	991.258,88
55	-	-	-	-	-	-	-	991.258,88
56	-	-	-	-	-	1.148,53	- 1.148,53	980.234,35
57	-	-	-	-	-	-	-	980.234,35
58	-	-	-	-	-	-	-	980.234,35
59	-	-	-	-	-	-	-	980.234,35
60	342.480,72	405.523,64	352.801,19	-	-	745,24	1.148,53	2.070.748,94

¹ Fósforo; ² Potássio; ³ Nitrogênio; ⁴ Fluxo de Caixa Líquido; ⁵ Fluxo de Caixa Líquido Acumulado

Tratamento 1: Dieta com nível alto de proteína bruta (Dieta Controle).

Fonte: Dados da pesquisa.

A tabela 78 apresenta os resultados obtidos na análise econômica do sistema de tratamento esterqueira PVC e transporte trator/tanque para o Tratamento 2, considerando os fertilizantes nitrogênio, fósforo e potássio (NPK). O VPL do investimento obtido foi de R\$ 611.526,42. O *payback* ocorreu no 1º ano do projeto e a TIR obtida foi de 26,93% ao ano em granjas de médio porte (650 matrizes).

Tabela 78 – Projeção do fluxo de caixa do empreendimento com utilização de esterqueira PVC e transporte trator/ tanque para o Tratamento 2 considerando os fertilizantes nitrogênio, fósforo e potássio (NPK) em granjas de médio porte (650 matrizes)

(continua)

Porte da granja Estado de São Paulo 650 matrizes									
Tratamento 2 esterqueira PVC Trator									
Ano	Entradas			Saídas			FCL	FCL acumulado	
	P	K	N	Construção	Manutenção	Distribuição			
0	-	-	-	101.041,68	-	49.682,86	- 150.724,54	- 150.724,54	
1	-	-	-	-	-	-	-	- 150.724,54	
2	-	-	-	-	-	0	-	- 150.724,54	
3	-	-	-	-	-	0	-	- 150.724,54	
4	-	-	-	-	-	21.327,89	- 21.327,89	- 172.052,43	
5	-	-	-	-	-	-	-	- 172.052,43	
6	-	-	-	-	-	-	-	- 172.052,43	
7	-	-	-	-	-	-	-	- 172.052,43	
8	-	-	-	-	-	21.327,89	- 21.327,89	- 193.380,32	
9	-	-	-	-	-	-	-	- 193.380,32	
10	-	-	-	-	-	-	-	- 193.380,32	
11	-	-	-	-	-	-	-	- 193.380,32	
12	614.482,18	628.219,47	645.389,90	-	1.515,63	21.327,89	1.865.248,04	1.671.867,72	
13	-	-	-	-	-	-	-	1.671.867,72	
14	-	-	-	-	-	-	-	1.671.867,72	
15	-	-	-	-	-	-	-	1.671.867,72	
16	-	-	-	-	-	21.327,89	- 21.327,89	1.650.539,83	
17	-	-	-	-	-	-	-	1.650.539,83	
18	-	-	-	-	-	-	-	1.650.539,83	
19	-	-	-	-	-	-	-	1.650.539,83	
20	-	-	-	-	-	21.327,89	- 21.327,89	1.629.211,95	
21	-	-	-	-	-	-	-	1.629.211,95	
22	-	-	-	-	-	-	-	1.629.211,95	

Esther Ramalho Afonso

(continuação)

Porte da granja Estado de São Paulo 650 matrizes									
Tratamento 2 esterqueira PVC Trator									
Ano	Entradas			Saídas			FCL	FCL acumulado	
	P	K	N	Construção	Manutenção	Distribuição			
23	-	-	-	-	-	-	-	1.629.211,95	
24	614.482,18	628.219,47	645.389,90	-	1.515,63	21.327,89	1.865.248,04	3.494.459,99	
25	-	-	-	-	-	-	-	3.494.459,99	
26	-	-	-	-	-	-	-	3.494.459,99	
27	-	-	-	-	-	-	-	3.494.459,99	
28	-	-	-	-	-	21.327,89	- 21.327,89	3.473.132,10	
29	-	-	-	-	-	-	-	3.473.132,10	
30	-	-	-	-	-	-	-	3.473.132,10	
31	-	-	-	-	-	-	-	3.473.132,10	
32	-	-	-	-	-	21.327,89	- 21.327,89	3.451.804,21	
33	-	-	-	-	-	-	-	3.451.804,21	
34	-	-	-	-	-	-	-	3.451.804,21	
35	-	-	-	-	-	-	-	3.451.804,21	
36	614.482,18	628.219,47	645.389,90	-	1.515,63	21.327,89	1.865.248,04	5.317.052,25	
37	-	-	-	-	-	-	-	5.317.052,25	
38	-	-	-	-	-	-	-	5.317.052,25	
39	-	-	-	-	-	-	-	5.317.052,25	
40	-	-	-	-	-	21.327,89	- 21.327,89	5.295.724,36	
41	-	-	-	-	-	-	-	5.295.724,36	
42	-	-	-	-	-	-	-	5.295.724,36	
43	-	-	-	-	-	-	-	5.295.724,36	
44	-	-	-	-	-	21.327,89	- 21.327,89	5.274.396,47	
45	-	-	-	-	-	-	-	5.274.396,47	
46	-	-	-	-	-	-	-	5.274.396,47	
47	-	-	-	-	-	-	-	5.274.396,47	

Esther Ramalho Afonso

Porte da granja Estado de São Paulo 650 matrizes									
Tratamento 2 esterqueira PVC Trator									
Ano	Entradas			Saídas			Distribuição	FCL	FCL acumulado
	P	K	N	Construção	Manutenção				
48	614.482,18	628.219,47	645.389,90	-	1.515,63		21.327,89	1.865.248,04	7.139.644,52
49	-	-	-	-	-		-	-	7.139.644,52
50	-	-	-	-	-		-	-	7.139.644,52
51	-	-	-	-	-		-	-	7.139.644,52
52	-	-	-	-	-		21.327,89	- 21.327,89	7.118.316,63
53	-	-	-	-	-		-	-	7.118.316,63
54	-	-	-	-	-		-	-	7.118.316,63
55	-	-	-	-	-		-	-	7.118.316,63
56	-	-	-	-	-		21.327,89	- 21.327,89	7.096.988,74
57	-	-	-	-	-		-	-	7.096.988,74
58	-	-	-	-	-		-	-	7.096.988,74
59	-	-	-	-	-		-	-	7.096.988,74
60	614.482,18	628.219,47	645.389,90	-	1.515,63		21.327,89	1.865.248,04	8.962.236,78

¹ Fósforo; ² Potássio; ³ Nitrogênio; ⁴ Fluxo de Caixa Líquido; ⁵ Fluxo de Caixa Líquido Acumulado
Tratamento 2: T1 considerando o conceito de proteína ideal.
Fonte: Dados da pesquisa.

A tabela 79 apresenta os resultados obtidos na análise econômica do sistema de tratamento esterqueira PEAD e transporte caminhão/tanque para o Tratamento 3, considerando os fertilizantes nitrogênio, fósforo e potássio (NPK). O VPL do investimento obtido foi de R\$ 998.013,81. O *payback* ocorreu no 1º ano do projeto e a TIR obtida foi de 28,83% ao ano em granjas de grande porte (1.001 matrizes).

Tabela 79 – Projeção do fluxo de caixa do empreendimento com utilização de esterqueira PEAD e transporte caminhão/ tanque para o Tratamento 3 considerando os fertilizantes nitrogênio, fósforo e potássio (NPK) em granjas de grande porte (1.001 matrizes)

(continua)

Porte da granja Estado de São Paulo 1.001 matrizes									
Tratamento 3 esterqueira PEAD Caminhão									
Ano	Entradas			Saídas			FCL	FCL acumulado	
	P	K	N	Construção	Manutenção	Distribuição			
0	-	-	-	141.275,25	-	-	- 141.275,25	- 141.275,25	
1	-	-	-	-	-	-	-	- 141.275,25	
2	-	-	-	-	-	-	-	- 141.275,25	
3	-	-	-	-	-	-	-	- 141.275,25	
4	-	-	-	-	-	6.251,02	- 6.251,02	- 147.526,27	
5	-	-	-	-	-	-	-	- 147.526,27	
6	-	-	-	-	-	-	-	- 147.526,27	
7	-	-	-	-	-	-	-	- 147.526,27	
8	-	-	-	-	-	6.251,02	- 6.251,02	- 153.777,30	
9	-	-	-	-	-	-	-	- 153.777,30	
10	-	-	-	-	-	-	-	- 153.777,30	
11	-	-	-	-	-	-	-	- 153.777,30	
12	749.684,31	1.162.287,50	972.192,94	-	2.119,13	6.251,02	2.875.794,60	2.722.017,30	
13	-	-	-	-	-	-	-	2.722.017,30	
14	-	-	-	-	-	-	-	2.722.017,30	
15	-	-	-	-	-	-	-	2.722.017,30	
16	-	-	-	-	-	6.251,02	- 6.251,02	2.715.766,28	
17	-	-	-	-	-	-	-	2.715.766,28	
18	-	-	-	-	-	-	-	2.715.766,28	
19	-	-	-	-	-	-	-	2.715.766,28	
20	-	-	-	-	-	6.251,02	- 6.251,02	2.709.515,25	
21	-	-	-	-	-	-	-	2.709.515,25	
22	-	-	-	-	-	-	-	2.709.515,25	

Esther Ramalho Afonso

(continuação)

Porte da granja Estado de São Paulo 1.001 matrizes									
Tratamento 3 esterqueira PEAD Caminhão									
Ano	Entradas			Saídas			FCL	FCL acumulado	
	P	K	N	Construção	Manutenção	Distribuição			
23	-	-	-	-	-	-	-	2.709.515,25	
24	749.684,31	1.162.287,50	972.192,94	-	2.119,13	6.251,02	2.875.794,60	5.585.309,85	
25	-	-	-	-	-	-	-	5.585.309,85	
26	-	-	-	-	-	-	-	5.585.309,85	
27	-	-	-	-	-	-	-	5.585.309,85	
28	-	-	-	-	-	6.251,02	- 6.251,02	5.579.058,82	
29	-	-	-	-	-	-	-	5.579.058,82	
30	-	-	-	-	-	-	-	5.579.058,82	
31	-	-	-	-	-	-	-	5.579.058,82	
32	-	-	-	-	-	6.251,02	- 6.251,02	5.572.807,80	
33	-	-	-	-	-	-	-	5.572.807,80	
34	-	-	-	-	-	-	-	5.572.807,80	
35	-	-	-	-	-	-	-	5.572.807,80	
36	749.684,31	1.162.287,50	972.192,94	-	2.119,13	6.251,02	2.875.794,60	8.448.602,40	
37	-	-	-	-	-	-	-	8.448.602,40	
38	-	-	-	-	-	-	-	8.448.602,40	
39	-	-	-	-	-	-	-	8.448.602,40	
40	-	-	-	-	-	6.251,02	- 6.251,02	8.442.351,37	
41	-	-	-	-	-	-	-	8.442.351,37	
42	-	-	-	-	-	-	-	8.442.351,37	
43	-	-	-	-	-	-	-	8.442.351,37	
44	-	-	-	-	-	6.251,02	- 6.251,02	8.436.100,35	
45	-	-	-	-	-	-	-	8.436.100,35	
46	-	-	-	-	-	-	-	8.436.100,35	
47	-	-	-	-	-	-	-	8.436.100,35	

Esther Ramalho Afonso

Porte da granja Estado de São Paulo 1.001 matrizes										(conclusão)
Tratamento 3 esterqueira PEAD Caminhão										
Ano	Entradas			Saídas			Distribuição	FCL	FCL acumulado	
	P	K	N	Construção	Manutenção					
48	749.684,31	1.162.287,50	972.192,94	-	2.119,13	6.251,02	6.251,02	2.875.794,60	11.311.894,95	
49	-	-	-	-	-	-	-	-	11.311.894,95	
50	-	-	-	-	-	-	-	-	11.311.894,95	
51	-	-	-	-	-	-	-	-	11.311.894,95	
52	-	-	-	-	-	6.251,02	6.251,02	- 6.251,02	11.305.643,92	
53	-	-	-	-	-	-	-	-	11.305.643,92	
54	-	-	-	-	-	-	-	-	11.305.643,92	
55	-	-	-	-	-	-	-	-	11.305.643,92	
56	-	-	-	-	-	6.251,02	6.251,02	- 6.251,02	11.299.392,90	
57	-	-	-	-	-	-	-	-	11.299.392,90	
58	-	-	-	-	-	-	-	-	11.299.392,90	
59	-	-	-	-	-	-	-	-	11.299.392,90	
60	749.684,31	1.162.287,50	972.192,94	-	2.119,13	6.251,02	6.251,02	2.875.794,60	14.175.187,49	

¹ Fósforo; ² Potássio; ³ Nitrogênio; ⁴ Fluxo de Caixa Líquido; ⁵ Fluxo de Caixa Líquido Acumulado
Tratamento 3: T1 com a inclusão de 0,010 (%/kg de dieta) fitase.
Fonte: Dados da pesquisa.

A tabela 80 apresenta os resultados obtidos na análise econômica do sistema de tratamento biodigestor PVC e transporte trator/tanque para o Tratamento 4, considerando os fertilizantes nitrogênio, fósforo e potássio (NPK). O VPL do investimento obtido foi de R\$ 232.105,07. O *payback* ocorreu no 1º ano do projeto e a TIR obtida foi de 25,67% ao ano em granjas de pequeno porte (300 matrizes)

Tabela 80 – Projeção do fluxo de caixa do empreendimento com utilização de biodigestor PVC e transporte trator/ tanque para o Tratamento 4 considerando os fertilizantes nitrogênio, fósforo e potássio (NPK) em granjas de pequeno porte (300 matrizes)

(continua)

Porte da granja Estado de São Paulo 300 matrizes									
Tratamento 4 biodigestor PVC Trator									
Ano	Entradas			Saídas			FCL	FCL acumulado	
	P	K	N	Construção	Manutenção	Distribuição			
0	-	-	-	46.528,04	-	-	- 46.528,04	- 46.528,04	
1	-	-	-	-	-	649,00	- 649,00	- 47.177,04	
2	-	-	-	-	-	649,00	- 649,00	- 47.826,05	
3	-	-	-	-	-	649,00	- 649,00	- 48.475,05	
4	-	-	-	-	-	649,00	- 649,00	- 49.124,05	
5	-	-	-	-	-	649,00	- 649,00	- 49.773,05	
6	-	-	-	-	-	649,00	- 649,00	- 50.422,06	
7	-	-	-	-	-	649,00	- 649,00	- 51.071,06	
8	-	-	-	-	-	649,00	- 649,00	- 51.720,06	
9	-	-	-	-	-	649,00	- 649,00	- 52.369,06	
10	-	-	-	-	-	649,00	- 649,00	- 53.018,07	
11	-	-	-	-	-	649,00	- 649,00	- 53.667,07	
12	231.515,73	292.957,90	188.912,47	-	1.163,20	649,00	711.573,90	657.906,83	
13	-	-	-	-	-	649,00	- 649,00	657.257,83	
14	-	-	-	-	-	649,00	- 649,00	656.608,83	
15	-	-	-	-	-	649,00	- 649,00	655.959,83	
16	-	-	-	-	-	649,00	- 649,00	655.310,82	
17	-	-	-	-	-	649,00	- 649,00	654.661,82	
18	-	-	-	-	-	649,00	- 649,00	654.012,82	
19	-	-	-	-	-	649,00	- 649,00	653.363,82	
20	-	-	-	-	-	649,00	- 649,00	652.714,81	
21	-	-	-	-	-	649,00	- 649,00	652.065,81	
22	-	-	-	-	-	649,00	- 649,00	651.416,81	

Esther Ramalho Afonso

(continuação)

Porte da granja Estado de São Paulo 300 matrizes									
Tratamento 4 biodigestor PVC Trator									
Ano	Entradas			Saídas			FCL	FCL acumulado	
	P	K	N	Construção	Manutenção	Distribuição			
23	-	-	-	-	-	649,00	- 649,00	650.767,81	
24	231.515,73	292.957,90	188.912,47	-	1.163,20	649,00	711.573,90	1.362.341,71	
25	-	-	-	-	-	649,00	- 649,00	1.361.692,71	
26	-	-	-	-	-	649,00	- 649,00	1.361.043,70	
27	-	-	-	-	-	649,00	- 649,00	1.360.394,70	
28	-	-	-	-	-	649,00	- 649,00	1.359.745,70	
29	-	-	-	-	-	649,00	- 649,00	1.359.096,70	
30	-	-	-	-	-	649,00	- 649,00	1.358.447,69	
31	-	-	-	-	-	649,00	- 649,00	1.357.798,69	
32	-	-	-	-	-	649,00	- 649,00	1.357.149,69	
33	-	-	-	-	-	649,00	- 649,00	1.356.500,69	
34	-	-	-	-	-	649,00	- 649,00	1.355.851,68	
35	-	-	-	-	-	649,00	- 649,00	1.355.202,68	
36	231.515,73	292.957,90	188.912,47	-	1.163,20	649,00	711.573,90	2.066.776,58	
37	-	-	-	-	-	649,00	- 649,00	2.066.127,58	
38	-	-	-	-	-	649,00	- 649,00	2.065.478,58	
39	-	-	-	-	-	649,00	- 649,00	2.064.829,58	
40	-	-	-	-	-	649,00	- 649,00	2.064.180,57	
41	-	-	-	-	-	649,00	- 649,00	2.063.531,57	
42	-	-	-	-	-	649,00	- 649,00	2.062.882,57	
43	-	-	-	-	-	649,00	- 649,00	2.062.233,57	
44	-	-	-	-	-	649,00	- 649,00	2.061.584,56	
45	-	-	-	-	-	649,00	- 649,00	2.060.935,56	
46	-	-	-	-	-	649,00	- 649,00	2.060.286,56	
47	-	-	-	-	-	649,00	- 649,00	2.059.637,56	

Esther Ramalho Afonso

Porte da granja Estado de São Paulo 300 matrizes									
Tratamento 4 biodigestor PVC Trator									
Ano	Entradas			Saídas			FCL	FCL acumulado	(conclusão)
	P	K	N	Construção	Manutenção	Distribuição			
48	231.515,73	292.957,90	188.912,47	-	1.163,20	649,00	711.573,90	2.771.211,46	
49	-	-	-	-	-	649,00	- 649,00	2.770.562,46	
50	-	-	-	-	-	649,00	- 649,00	2.769.913,45	
51	-	-	-	-	-	649,00	- 649,00	2.769.264,45	
52	-	-	-	-	-	649,00	- 649,00	2.768.615,45	
53	-	-	-	-	-	649,00	- 649,00	2.767.966,45	
54	-	-	-	-	-	649,00	- 649,00	2.767.317,44	
55	-	-	-	-	-	649,00	- 649,00	2.766.668,44	
56	-	-	-	-	-	649,00	- 649,00	2.766.019,44	
57	-	-	-	-	-	649,00	- 649,00	2.765.370,44	
58	-	-	-	-	-	649,00	- 649,00	2.764.721,43	
59	-	-	-	-	-	649,00	- 649,00	2.764.072,43	
60	231.515,73	292.957,90	188.912,47	-	1.163,20	649,00	711.573,90	3.475.646,33	

¹ Fósforo; ² Potássio; ³ Nitrogênio; ⁴ Fluxo de Caixa Líquido; ⁵ Fluxo de Caixa Líquido Acumulado
Tratamento 4: T1 com a suplementação de 40% de minerais orgânicos e 50% de minerais inorgânicos.
Fonte: Dados da pesquisa.

A tabela 81 apresenta os resultados obtidos na análise econômica do sistema de tratamento biodigestor PEAD e transporte caminhão/tanque para o Tratamento 5, considerando os fertilizantes nitrogênio, fósforo e potássio (NPK). O VPL do investimento obtido foi de R\$ 466.033,96. O *payback* ocorreu no 1º ano do projeto e a TIR obtida foi de 29,96% ao ano em granjas de médio porte (650 matrizes).

A tabela 82 apresenta os resultados da projeção do fluxo de caixa do empreendimento considerando apenas os cinco tratamentos, sendo este com resultado significativo ($p < 0,05$), com maior VPL para o tratamento 1 e menor VLP para o tratamento 5.

Tabela 81 – Projeção do fluxo de caixa do empreendimento com utilização de biodigestor PEAD e transporte caminhão/ tanque para o Tratamento 5 considerando os fertilizantes nitrogênio, fósforo e potássio (NPK) em granjas de médio porte (650 matrizes)

(continua)

Porte da granja Estado de São Paulo 650 matrizes									
Tratamento 5 biodigestor PEAD Caminhão									
Ano	Entradas			Saídas			FCL	FCL acumulado	
	P	K	N	Construção	Manutenção	Distribuição			
0	-	-	-	58.398,27	-	-	- 58.398,27	- 58.398,27	
1	-	-	-	-	-	314,63	- 314,63	- 58.712,89	
2	-	-	-	-	-	314,63	- 314,63	- 59.027,52	
3	-	-	-	-	-	314,63	- 314,63	- 59.342,15	
4	-	-	-	-	-	314,63	- 314,63	- 59.656,77	
5	-	-	-	-	-	314,63	- 314,63	- 59.971,40	
6	-	-	-	-	-	314,63	- 314,63	- 60.286,03	
7	-	-	-	-	-	314,63	- 314,63	- 60.600,65	
8	-	-	-	-	-	314,63	- 314,63	- 60.915,28	
9	-	-	-	-	-	314,63	- 314,63	- 61.229,91	
10	-	-	-	-	-	314,63	- 314,63	- 61.544,53	
11	-	-	-	-	-	314,63	- 314,63	- 61.859,16	
12	425.147,84	497.903,19	398.328,12	-	1.459,96	314,63	1.319.604,57	1.257.745,41	
13	-	-	-	-	-	314,63	- 314,63	1.257.430,78	
14	-	-	-	-	-	314,63	- 314,63	1.257.116,15	
15	-	-	-	-	-	314,63	- 314,63	1.256.801,53	
16	-	-	-	-	-	314,63	- 314,63	1.256.486,90	
17	-	-	-	-	-	314,63	- 314,63	1.256.172,27	
18	-	-	-	-	-	314,63	- 314,63	1.255.857,65	
19	-	-	-	-	-	314,63	- 314,63	1.255.543,02	
20	-	-	-	-	-	314,63	- 314,63	1.255.228,39	
21	-	-	-	-	-	314,63	- 314,63	1.254.913,77	
22	-	-	-	-	-	314,63	- 314,63	1.254.599,14	

Esther Ramalho Afonso

(continuação)

Porte da granja Estado de São Paulo 650 matrizes									
Tratamento 5 biodigestor PEAD Caminhão									
Ano	Entradas			Saídas			FCL	FCL acumulado	
	P	K	N	Construção	Manutenção	Distribuição			
23	-	-	-	-	-	314,63	- 314,63	1.254.284,51	
24	425.147,84	497.903,19	398.328,12	-	1.459,96	314,63	1.319.604,57	2.573.889,08	
25	-	-	-	-	-	314,63	- 314,63	2.573.574,45	
26	-	-	-	-	-	314,63	- 314,63	2.573.259,83	
27	-	-	-	-	-	314,63	- 314,63	2.572.945,20	
28	-	-	-	-	-	314,63	- 314,63	2.572.630,57	
29	-	-	-	-	-	314,63	- 314,63	2.572.315,95	
30	-	-	-	-	-	314,63	- 314,63	2.572.001,32	
31	-	-	-	-	-	314,63	- 314,63	2.571.686,69	
32	-	-	-	-	-	314,63	- 314,63	2.571.372,07	
33	-	-	-	-	-	314,63	- 314,63	2.571.057,44	
34	-	-	-	-	-	314,63	- 314,63	2.570.742,82	
35	-	-	-	-	-	314,63	- 314,63	2.570.428,19	
36	425.147,84	497.903,19	398.328,12	-	1.459,96	314,63	1.319.604,57	3.890.032,75	
37	-	-	-	-	-	314,63	- 314,63	3.889.718,13	
38	-	-	-	-	-	314,63	- 314,63	3.889.403,50	
39	-	-	-	-	-	314,63	- 314,63	3.889.088,87	
40	-	-	-	-	-	314,63	- 314,63	3.888.774,25	
41	-	-	-	-	-	314,63	- 314,63	3.888.459,62	
42	-	-	-	-	-	314,63	- 314,63	3.888.145,00	
43	-	-	-	-	-	314,63	- 314,63	3.887.830,37	
44	-	-	-	-	-	314,63	- 314,63	3.887.515,74	
45	-	-	-	-	-	314,63	- 314,63	3.887.201,12	
46	-	-	-	-	-	314,63	- 314,63	3.886.886,49	
47	-	-	-	-	-	314,63	- 314,63	3.886.571,86	

Esther Ramalho Afonso

(conclusão)

Porte da granja Estado de São Paulo 650 matrizes

Tratamento 5 biodigestor PEAD Caminhão

Ano	Entradas			Saídas			Distribuição	FCL	FCL acumulado
	P	K	N	Construção	Manutenção				
48	425.147,84	497.903,19	398.328,12	-	1.459,96		314,63	1.319.604,57	5.206.176,43
49	-	-	-	-	-		314,63	- 314,63	5.205.861,80
50	-	-	-	-	-		314,63	- 314,63	5.205.547,18
51	-	-	-	-	-		314,63	- 314,63	5.205.232,55
52	-	-	-	-	-		314,63	- 314,63	5.204.917,92
53	-	-	-	-	-		314,63	- 314,63	5.204.603,30
54	-	-	-	-	-		314,63	- 314,63	5.204.288,67
55	-	-	-	-	-		314,63	- 314,63	5.203.974,04
56	-	-	-	-	-		314,63	- 314,63	5.203.659,42
57	-	-	-	-	-		314,63	- 314,63	5.203.344,79
58	-	-	-	-	-		314,63	- 314,63	5.203.030,16
59	-	-	-	-	-		314,63	- 314,63	5.202.715,54
60	425.147,84	497.903,19	398.328,12	-	1.459,96		314,63	1.319.604,57	6.522.320,10

¹ Fósforo; ² Potássio; ³ Nitrogênio; ⁴ Fluxo de Caixa Líquido; ⁵ Fluxo de Caixa Líquido Acumulado

T5: T1 combinando os tratamentos descritos anteriormente.

Fonte: Dados da pesquisa.

Tabela 82 – Valores médios de VPL em diferentes cenários em função dos tratamentos

Fluxo de caixa	Tratamentos*					Média	EPM**	P***
	T1	T2	T3	T4	T5			
VPL	R\$ 815.528,89 ^a	627.915,47 ^{ab}	622.324,49 ^{ab}	545.006,95 ^b	456.897,41 ^b	613.534,64	27.844,17	0,0007

Tratamentos*: 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. EPM*: erro padrão da média. P***: probabilidade. Médias seguidas de letras minúsculas diferentes na mesma linha diferem entre si pelo teste de Tukey (P<0,05).
Fonte: Dados da pesquisa.

Na tabela 83 são apresentados os resultados da projeção do fluxo de caixa do empreendimento considerando o tipo de material utilizado na construção da esterqueira e biodigestor. Não houve diferença estatística ($p>0,05$) entre os VPL e os diferentes materiais.

Tabela 83 – Valores médios de VPL em diferentes cenários em função dos materiais utilizados na construção da esterqueira e biodigestor

Fluxo de caixa	Material		Média	EPM*	P**
	PVC	PEAD			
VPL	R\$	610.367,52	616.701,76	613.534,64	27.894,17 0,9102

EPM**: erro padrão da média. P***: probabilidade. Médias seguidas de letras minúsculas diferentes na mesma linha diferem entre si pelo teste de Tukey ($P<0,05$).

Fonte: Dados da pesquisa.

Na tabela 84 são apresentados os valores médios da projeção do fluxo de caixa do empreendimento considerando o tipo de transporte, caminhão ou trator. Não houve diferença estatística ($p>0,05$) entre os VPL e os diferentes tipos de transporte.

Tabela 84 – Valores médios de VPL em diferentes cenários em função do transporte

Fluxo de caixa	Transporte		Média	EPM*	P**
	Caminhão	Trator			
VPL	R\$	627.207,69	599.861,69	613.534,64	27.894,17 0,6260

EPM**: erro padrão da média. P***: probabilidade. Médias seguidas de letras minúsculas diferentes na mesma linha diferem entre si pelo teste de Tukey ($P<0,05$).

Fonte: Dados da pesquisa.

Na tabela 85 são apresentados os resultados da projeção do fluxo de caixa do empreendimento considerando o tipo de tratamento do dejetos, esterqueira ou biodigestor. Não houve diferença estatística ($p>0,05$) entre os VPL e os tipos de tratamento do dejetos.

Tabela 85 – Valores médios de VPL em diferentes cenários em função do tratamento do dejetos

Fluxo de caixa	Tratamento do dejetos		Média	EPM*	P**
	Esterqueira	Biodigestor			
VPL	R\$	616.931,11	610.138,17	613.534,64	27.894,17 0,9037

EPM**: erro padrão da média. P***: probabilidade. Médias seguidas de letras minúsculas diferentes na mesma linha diferem entre si pelo teste de Tukey ($P<0,05$).

Fonte: Dados da pesquisa.

Na tabela 86 são apresentados os resultados da projeção do fluxo de caixa do empreendimento considerando o tipo do porte da granja, pequena, média ou grande, sendo este com resultado significativo ($p<0,05$), com maior VPL para a granja de maior porte (1.001 matrizes) e menor VPL para granja de menor porte (300 matrizes).

Tabela 86 – Valores médios de VPL em diferentes cenários em função dos diferentes portes de granja

Fluxo de caixa	Porte da granja			Média	EPM*	P**
	300	650	1.001			
VPL R\$	276.805,06 ^c	614.158,50 ^b	949.640,36 ^a	613.534,64	27.894,17	<0001

EPM*: erro padrão da média. P***: probabilidade. Médias seguidas de letras minúsculas diferentes na mesma linha diferem entre si pelo teste de Tukey (P<0,05).

Fonte: Dados da pesquisa.

Na tabela 87 são apresentadas as áreas em hectare (ha) em função das especificações do tratamento do dejetos (esterqueira e biodigestor), tratamento (cinco tratamentos) e granjas (3 granjas) e dos cenários do fluxo de caixa que os mesmos se encaixam.

Tabela 87 – Cenários do fluxo de caixa representando a área (ha)

Cenários	Especificações			(continua)
	Dejeto	Tratamento	Granja	Área (ha)
1, 16, 31, 46	esterqueira	1	300	1.423,66
2, 17, 32, 47	esterqueira	2	300	1.260,57
3, 18, 33, 48	esterqueira	3	300	1.233,94
4, 19, 34, 49	esterqueira	4	300	1.102,95
5, 20, 35, 50	esterqueira	5	300	1.114,95
6, 21, 36, 51	esterqueira	1	650	3.084,59
7, 22, 37, 52	esterqueira	2	650	2.731,24
8, 23, 38, 53	esterqueira	3	650	2.673,54
9, 24, 39, 54	esterqueira	4	650	2.389,73
10, 25, 40, 55	esterqueira	5	650	2.415,72
11, 26, 41, 56	esterqueira	1	1.001	4.750,27
12, 27, 42, 57	esterqueira	2	1.001	4.206,11
13, 28, 43, 58	esterqueira	3	1.001	4.117,25
14, 29, 44, 59	esterqueira	4	1.001	3.680,19
15, 30, 45, 60	esterqueira	5	1.001	3.720,21
61, 76, 91, 106	biodigestor	1	300	262,69
62, 77, 92, 107	biodigestor	2	300	252,11
63, 78, 93, 108	biodigestor	3	300	246,79
64, 79, 94, 109	biodigestor	4	300	220,59
65, 80, 95, 110	biodigestor	5	300	222,99
66, 81, 96, 111	biodigestor	1	650	616,92
67, 82, 97, 112	biodigestor	2	650	546,25
68, 83, 98, 113	biodigestor	3	650	534,71
69, 84, 99, 114	biodigestor	4	650	477,95
70, 85, 100, 115	biodigestor	5	650	483,14
71, 86, 101, 116	biodigestor	1	1.001	950,05
72, 87, 102, 117	biodigestor	2	1.001	841,22

Cenários	Especificações			(conclusão)
	Dejeto	Tratamento	Granja	Área (ha)
73, 88, 103, 118	biodigestor	3	1.001	823,45
74, 89, 104, 119	biodigestor	4	1.001	736,04
75, 90, 105, 120	biodigestor	5	1.001	744,04

Tratamentos*: 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: Dados da pesquisa.

DISCUSSÃO

6 DISCUSSÃO

Dentro do método proposto do estudo, os resultados demonstram que a conciliação da análise econômica com a ambiental do manejo nutricional auxilia na tomada de decisão de qual a melhor estratégia nutricional, considerando a viabilidade econômica e o menor impacto ambiental.

As dietas que utilizaram tecnologias nutricionais não diferiram estatisticamente da dieta controle no desempenho zootécnico em nenhum dos períodos estipulados, este resultado também foi observado quando se verificou os indicadores econômicos. Estudo realizado por Pena et al. (2013) corrobora os resultados encontrados neste experimento, quando avaliaram o efeito de estratégias nutricionais sobre o desempenho de suínos dos 30 aos 100kg. Os tratamentos utilizados foram: dieta-controle; dieta baixa PB= dieta com baixa proteína bruta com aminoácidos industriais; dieta fitase = dieta-controle com suplementação de fitase; dieta orgânica = dieta-controle suplementada com minerais inorgânico-orgânicos; e dieta composta = dieta com baixa proteína bruta suplementada com aminoácidos industriais, fitase e minerais inorgânico-orgânicos. As dietas avaliadas não alteraram o desempenho em comparação aos animais da dieta-controle. Conclui-se que a redução de proteína bruta, a suplementação com fitase e minerais inorgânico-orgânicos podem ser adotadas por não alterarem significativamente o desempenho nas fases de crescimento e terminação.

Os resultados obtidos no presente estudo corroboram a compilação da revisão realizada por Relandeau et al. (2000), que ao revisarem 21 trabalhos concluíram que a redução da proteína bruta da ração não prejudicou significativamente o desempenho dos animais, além disso, os mesmos autores relataram que o teor de proteína bruta na fase de terminação pode ser reduzido para 12%. A redução no teor de fósforo disponível com a redução do uso de fosfato bicálcico na dieta com fitase pode ter sido compensada pela liberação do fósforo fítico mediante ação da fitase, propiciando desempenho similar aos animais da dieta controle. Além disso, outros benefícios podem ter contribuído para tornar o desempenho semelhante ao dos animais-controle, como aumento na digestibilidade dos aminoácidos/proteína (JONGBLOED, 2008) e elevação da biodisponibilidade de cátions bivalentes de Ca, Mg, Zn, Mn e Fe, que poderiam estar quelatados na molécula do fitato (BERTECHINI, 2006).

Os resultados obtidos em relação à dieta com minerais orgânicos podem ser justificados pelas fontes quelatadas de cobre e zinco, em porcentagens menores que aquelas normalmente utilizadas quando se suplementa com fontes tradicionais (sulfato e óxido), não causando prejuízo no desempenho dos animais (LIMA et al., 1999).

Quanto aos cálculos da margem bruta de comercialização, ao analisar o período de 1 a 17 semanas, o T1 apresentou menor custo da dieta (CTD), este quadro foi observado nos demais períodos estudados, seguido do T4, enquanto que T3 apresentou maior custo. Quanto à receita total (RT), o T2 apresentou maior valor seguido do T3, a relação CTD/RT foi mais favorável ao T1 e T4. Em relação à margem bruta (MB) T2 e T1 apresentaram maior valor, peso do lote foi maior para o T1 e T2 e a MB por quilo foi favorável ao T1.

A partir desses resultados pode-se concluir que independentemente da estratégia nutricional utilizada, o desempenho e a viabilidade econômica não diferiram estatisticamente. Portanto, as estratégias nutricionais utilizadas neste estudo apontam que o uso de tecnologias não implica o aumento do custo nutricional e perdas econômicas e zootécnicas, assim, a alimentação com as tecnologias nutricionais não pode ser considerada de custo econômico mais elevado.

Ao analisar a eficiência econômica na utilização de nutrientes, verificou-se que o T5 obteve melhor aproveitamento do nitrogênio seguido do T3. Para os demais, foi observado que o T3 demonstrou melhor aproveitamento do potássio, cobre e zinco, e T4 melhor aproveitamento de fósforo.

Quanto às perdas econômicas, observou-se que o T4, seguido do T5, apresentou melhor aproveitamento do nitrogênio. Já para o fósforo e potássio, o T5 demonstrou menor perda econômica. Em relação ao cobre e zinco, o T2 obteve menor perda econômica em relação aos demais tratamentos. Os resultados referentes ao cobre e zinco foram maiores para o T5 devido à inclusão de premix orgânico e inorgânico que possui elevado preço de mercado, o que não acontece com o T2, no qual não houve inclusão desse tipo de premix.

As análises demonstraram que através dos cálculos de perda econômica foi possível identificar o valor monetário do desperdício de nutrientes. Na unidade de produção de maior escala (1.001 matrizes) essa perda representaria R\$ 63.725,47 para o nitrogênio no tratamento 1 e de R\$ 66.282,05 de nitrogênio para o tratamento 2; e menor para o tratamento 4, R\$ 49.018,33, seguido do tratamento 5, R\$ 52.481,28, sendo este com melhor utilização econômica do nitrogênio.

Sabe-se que a relação do consumo de água e o tipo de dieta estão intimamente ligados pelos aspectos produtivos, sanitários, ambientais e econômicos. Dados da literatura ainda são um pouco controversos em relação ao consumo de água em suínos. Mamede (1980), avaliando o consumo de água para suínos em crescimento e terminação verificou consumo médio de 5,5 l/suíno/dia. Nagai et al. (1994) observaram consumo médio de 2 l (25 kg de peso vivo) a 6 l (110 kg peso vivo) na fase de crescimento/terminação. Bodman (1994) cita em seu estudo que o consumo diário de água em suínos em crescimento e terminação seria de 7,5 l de água por animal. Harper (2006) avaliou suínos em crescimento e terminação e relatou que os animais de crescimento consumiram 2,0 a 5,0 l de água/ dia e em terminação de 4,0 a 10,0 l de água/dia. Já Vermeer et al. (2009), diagnosticaram consumo de 4,72 l/animal/dia na fase de crescimento e terminação. Estudo recente de Cardoso (2014) observou que os produtores que melhor utilizam a água demandam em média nas granjas em torno de 4,5 litros por animal dia, e os piores superam 11 litros. Segundo Oliveira (2014), essa diferença entre o consumo de água nas granjas se deve principalmente a nutrição utilizada nas granjas, ao manejo e equipamentos, soluções simples que podem render ao produtor ganho econômico, além do fato de o desperdício da água influenciar negativamente o custo para tratar e distribuir o dejetos posteriormente.

Esses valores citados foram acima da média verificadas no estudo, mesmo o tratamento T1 (Dieta controle) apresentou consumo médio de 5,01 l de água/dia. A média de consumo baixo no experimento pode ser justificada pela tecnologia nutricional envolvida no experimento.

A valoração da água foi calculada através do consumo de água dos animais. Pode-se observar que o tratamento T5, o qual tem maior nível de tecnologia nutricional envolvida, obteve menor consumo água por dia seguido do T4. Isto representa menor uso do recurso natural. Ao analisar a diferença entre as médias do T5 com a do T1 (1,01 l/animal/dia), observa-se que este valor é significativo não apenas em termos de conservação do recurso, mas também têm reflexos na captação, armazenamento, tratamento e valor a ser cobrado pela água, principalmente quando extrapolamos este valor para unidade produção de grande escala.

A partir disso foi calculada a valoração da água através dos valores do Comitê Piracicaba, Capivari, Jundiaí (PCJ), com as devidas adequações que fossem compatíveis com este estudo. Nos resultados foi possível observar que quando há a substituição do valor do DBO pela quantidade total de fósforo e nitrogênio considerando os valores de KUF os

tratamentos que utilizaram menor tecnologia nutricional apresentaram valores altos (kg) em relação aos tratamentos que utilizaram dietas com maior tecnologia como T4 e T5.

Os resultados da valoração demonstraram que conforme há mais tecnologia nutricional inserida na dieta, há menor impacto da dessedentação dos animais e consequentemente representa redução no custo de produção de suínos, principalmente se a disponibilidade de água da granja é um fator limitante para a produção. Como no caso da valoração através do fósforo em que o T1 obteve o custo (R\$/ano) de R\$ 255,26 sem considerar o balanço de nutrientes e condições climáticas. Já a valoração através do nitrogênio, o T1 obteve o custo (R\$/ano) de R\$ 329,05 sem considerar o balanço de nutrientes e condições climáticas. Porém, quando observa-se os resultados dos tratamentos que utilizaram o balanço de nutrientes e condições climáticas, a valoração da água foi menor tanto para o fósforo quanto para o nitrogênio. Este fato ocorre principalmente para o T5, o tratamento que utilizou maior tecnologia nutricional envolvida.

A valoração do dejetos foi realizada pela transformação dos dejetos oriundos dos cinco tratamentos em fertilizantes comerciais, como ureia, superfosfato simples e cloreto de potássio, extrapolados para os três tipos de granjas. O dejetos dos animais da dieta controle, T1, apresentou maiores quantidades dos três fertilizantes comerciais. Os tratamentos T4 e T5 apresentaram menor quantidade dos fertilizantes devido à maior tecnologia nutricional envolvida nesses dois tratamentos e, assim, menor excreção de nutrientes como nitrogênio, fósforo e potássio. Consequentemente a partir desses resultados, a valoração do potencial fertilizante foi maior para o tratamento T1 e menor para os tratamentos T4 e T5.

A utilização do dejetos como fertilizantes pode ter um mercado potencial podendo substituir os fertilizantes comerciais na agricultura, diminuindo assim a dependência do Brasil na importação dos mesmos. Além disso, um esforço para reduzir o impacto ambiental e respeitar as políticas ambientais no que se diz respeito aos resíduos dos animais.

O ganho econômico pela valoração dos dejetos pôde ser verificado no estudo realizado por Esperancini et al. (2007) no qual foram instalados dois biodigestores na Fazenda Pirituba, localizada a Sudoeste de São Paulo, composta de 27 lotes, com forma de exploração coletiva, feita por setores de produção: agricultura, pecuária e suinocultura; máquinas e implementos, apicultura, administração, construção e comércio. Observou-se produção anual de 184,72 litros de biofertilizante nos dois biodigestores, gerando em kg uma produção de 296,00 de nitrogênio, 96,00 de fósforo e 83,00 de potássio. Considerando o preço de mercado de NPK (R\$ kg⁻¹), sendo R\$ 3,87 de N, R\$ 3,22 de P e R\$ 1,90 de K, verificou-se que a produção

anual do biofertilizante para os dois biodigestores gera um valor adicional anual de R\$ 1.478,28, sem descontar os custos de aplicação, que podem ser maiores que os custos da aplicação mineral.

Já o estudo realizado por Rathunde (2009) calculou uma estimativa de área de plantio a ser coberta por biofertilizante. A quantidade de suínos necessária para gerar nitrogênio em seus dejetos para suprir um hectare de solo seria de 2.636 UPL (unidade produtora de leitão) e de 1.550 UCT (unidade de crescimento e terminação), totalizando 4.186 animais. Esta quantidade varia de acordo com o tipo do solo e a cultura, mas utilizou-se como referência os valores fornecidos pelo Portal de Agronegócio de 160 kg de nitrogênio/hectare para cultura de milho, o que corresponde a um custo de fertilizante artificial de R\$ 563,55 (AGRONEGÓCIO, 2009).

Na literatura é possível observar diversos estudos de caso de implantação de biodigestor e esterqueira, desde a construção, transporte, distribuição e análise financeira, cada um atendendo a necessidade de cada estabelecimento. De acordo com Lazzarini (1997) a vantagem de realizar pesquisas com múltiplos casos consiste nas evidências proporcionadas nos diferentes contextos, tornando a pesquisa mais robusta. Do momento em que se enfatiza a construção de um ou de outro método, nos cenários propostos, deseja-se obter generalizações analíticas e não estatísticas, portanto, a pesquisa proposta é menos rígida em seu planejamento.

Quanto à construção da esterqueira e biodigestor foram calculados pela quantidade de dejetos gerada pelos animais considerando cada tratamento, o T5 apresentou menor quantidade seguido do T4 e a maior quantidade produzida de dejetos foi o T1. Para construção da esterqueira, a diferença da quantidade de dejetos entre T1 e T5 foi de 204,57 m³, 443,24 m³ e 682,59 m³, nas granjas de 300, 650 e 1.001 matrizes, respectivamente, e para construção do biodigestor a diferença entre T1 e T5 foi de 51,14 m³, 110,81 m³ e 170,64 m³, nas granjas de 300, 650 e 1.001 matrizes, respectivamente, demonstrando o benefício ambiental da utilização da estratégia nutricional. Pode-se observar que quando extrapola-se para granja de grande porte, fica mais evidente a discrepância da quantidade de dejetos excretados pelo T1.

A construção da esterqueira com ambos os materiais PVC e PEAD nas diferentes granjas apresentou maior custo para o tratamento dieta controle (T1) devido à alta produção de dejetos do mesmo. A construção com o material PVC, o T5 apresentou menor custo, que equivale a uma redução de 15% no custo da construção em relação ao T1 nos diferentes

portes de granja. A diferença do custo da construção entre T1 e T5 foi de R\$ 6.325,93, R\$ 13.700,49 e R\$ 20.962,84 nas granjas de 300, 650 e 1.001 matrizes, respectivamente.

Na construção da esterqueira com o material PEAD, o T5 apresentou menor custo, que equivale a uma redução de 11% no custo da construção em relação ao T1 nos diferentes portes de granja. A diferença do custo da construção entre T1 e T5 foi de R\$ 5.771,80, R\$ 12.501,49 e R\$ 19.442,72 nas granjas de 300, 650 e 1.001 matrizes, respectivamente.

Em relação ao custo da construção do biodigestor com ambos os materiais, o cenário foi similar à construção da esterqueira. Na construção com o material PVC, o T5 apresentou menor custo, que equivale a uma redução entre 10 a 13% em relação ao T1 nos diferentes portes de granja. A diferença do custo da construção entre T1 e T5 foi de R\$ 4.337,88, R\$ 6.928,40 e R\$ 9.836,20 nas granjas de 300, 650 e 1.001 matrizes, respectivamente. Considerando a construção com o material PEAD, o T5 apresentou menor custo, que equivale a uma redução entre 9 a 12% em relação ao T1 nos diferentes portes de granja. A diferença do custo da construção entre T1 e T5 foi de R\$ 4.182,34, R\$ 6.442,37 e R\$ 8.954,88 nas granjas de 300, 650 e 1.001 matrizes, respectivamente.

Estudo realizado por Pérez et al. (2014) comparou a construção de dois biodigestores com cúpula fixa e de plástico. Ao longo de um período de vida de 20 anos, o custo de capital foi 12% menor para o biodigestor de plástico tubular com custo de U\$ 1.729,00 em comparação com o biodigestor de cúpula fixa, U\$ 1.963,00. Além disso, o custo de investimento inicial do biodigestor tubular de plástico foi um terço do biodigestor de cúpula fixa, embora o biodigestor de plástico ainda tenha um custo adicional e exigir investimento adicional a cada 5 anos para substituir o material plástico. A avaliação do ciclo de vida mostrou que o biodigestor de plástico causava maior custo, uma vez que o tempo de vida do material de geomembrana precisa ser trocado. Já para o modelo de cúpula fixa, o maior custo estava relacionado com concreto e tijolos. Entretanto, o biodigestor de plástico é de fácil execução e manipulação e apresenta menor custo de investimento.

Para o transporte dos dejetos após o tratamento pela esterqueira e biodigestor, levou-se em conta a área geográfica necessária, quanto maior a quantidade de dejetos a ser aplicada e quanto maior a participação de determinado elemento no dejetos, maior a área necessária para a destinação do mesmo, portanto, há uma relação direta entre área geográfica a ser atendida e a distância a ser percorrida para a deposição, os custos de destinação dos dejetos elevam-se em função do aumento de tal área para destinação.

No estudo utilizou-se o transporte por trator de 75 cavalos, considerando o tanque 4,30 m³ e caminhão Mercedes MB Atron[®] 2324 de 238 cavalos, considerando o tanque 15 m³. Os resultados demonstraram que o caminhão com o tanque possui custo mais alto, sendo de R\$ 104,31, do que o trator com o tanque R\$ 38,56. Porém, vale ressaltar que pela quantidade de cavalos e tamanho do tanque, o caminhão consegue levar maior quantidade de dejetos, assim realizando menos viagens do que o trator. Este fato pode ser observado quando há a comparação da quantidade de viagens que cada transporte realizará. Quando se extrapola para unidade de produção de maior escala este valor fica mais evidente, o transporte de trator fica 100% mais elevado do que o transporte realizado pelo caminhão. Este cenário é observado em ambos os tratamentos, o custo logístico para destinação dos dejetos tem menor impacto econômico quando há a utilização do caminhão. Dessa maneira, apesar do alto custo do caminhão, este ainda compensa economicamente em relação ao o trator, em todos os portes de granja, dependendo apenas do capital que o produtor possui de investimento.

O custo do transporte pode se tornar um gargalo importante quanto ao planejamento de manejo de dejetos. Este varia em função da distância por unidade de volume transportado, e do valor contido dos nutrientes (SANGIORGI; BALSARI, 1992). Assim, distâncias máximas de transporte dependerão do valor de mercado atual do conteúdo do dejetos (FLOTATS et al., 2009). Quanto maior os valores equivalentes de adubo, maior a distância acessível e menor o custo de transporte. O transporte de dejetos representou entre 35% e 50% do total dos custos operacionais, portanto representa um grande potencial de poupança se as distâncias entre as instalações de produção e a área destinada aos dejetos forem menores (DEA, 1995). O transporte por oleoduto poderia representar uma alternativa econômica em áreas de alta concentração de agricultura, reduzindo também o congestionamento rodoviário, riscos de acidentes ambientais e odores desagradáveis (BJERKHOLT et al., 2005; GHAFORI et al., 2006).

Outro fator que influencia o custo do transporte é a tecnologia envolvida no processamento de dejetos. Neste contexto, o processamento pode ser interessante se o custo líquido global do tratamento, transporte e aplicação no solo de efluentes são menores do que o custo de transporte e aplicação de esterco bruto em solos disponíveis na dose de nutrientes adequados (CAMPOS et al., 2008). Yagüe et al. (2008) estudaram o custo do transporte de dejetos de suínos a fim de decidir sobre a distância máxima que permite a substituição do fertilizante comercial. Dois tipos diferentes de transporte foram considerados, um sendo de propriedade do agricultor (trator com 10-20 m³ de capacidade) ou um sistema centralizado de

serviço de transporte (trator comum ou caminhão de 20 m³ de capacidade). O gerenciamento centralizado de transporte permitiu otimizar o tempo de serviço e custos de hipoteca e, portanto, resultou em uma melhor avaliação econômica. O manejo centralizado de adubação em terras aráveis disponíveis é uma alternativa interessante para a otimização logística e requisitos para o processamento de dejetos.

Palhares et al. (2009) realizaram um experimento com tratamentos similares ao realizados neste estudo, e tiveram como objetivo estimar os efeitos do uso de diferentes estratégias nutricionais sobre o custo do uso dos dejetos de suínos como fertilizante orgânico. Testaram cinco tratamentos: dieta testemunha (T1), com redução do nível de proteína bruta pela adição de aminoácidos industriais (T2), com fitase (T3), com minerais orgânicos (T4) e todas as três estratégias nutricionais mencionadas (T5). Para o cálculo dos custos de armazenamento, transporte e distribuição e relação volume de dejetos produzidos e distância percorrida para aplicação no solo, considerou-se uma unidade terminadora com 1.000 animais; com margem de segurança de 25% somada à produção diária de dejetos de cada tratamento. A área necessária para distribuição foi calculada tendo como referencial a legislação catarinense, que limita o uso dos dejetos em 50 m³/ha/ano. As estratégias nutricionais avaliadas proporcionaram impactos positivos na redução da quantidade de dejetos gerados por animal. Portanto, os custos de armazenamento, transporte e distribuição também foram menores quando comparados os tratamentos com a dieta T1 com custo de R\$ 6.290,16. A dieta que reunia todas as estratégias (T5) apresentou o menor custo no uso dos dejetos como adubo, R\$ 4.225,80. As análises econômicas podem incorporar o manejo nutricional como parte do manejo ambiental.

Nolan et al. (2012), realizaram uma análise econômica sobre as opções de tratamento de dejetos na Irlanda. Os custos foram baseados em uma produção de suínos com 500 porcas com produção de 10.500 m³ de dejetos por ano e 4,8% de matéria seca. Foram testados dois tipos de tratamento de dejetos, sendo a compostagem e a separação do produto final da compostagem em frações líquida e sólidas. No estudo observaram que a forma mais viável de transporte anual para uma distância da produção de suínos até a plantação de até 14 km seria o trator, onde o custo por m³ de dejetos foi € 4,70 e se fosse transportando e distribuído por caminhão o custo seria de € 4,80. Já para distâncias acima de 15 km (30 km – ida e volta), o transporte e distribuição pelo caminhão se tornam mais rentável com o custo de € 6,20 por m³ de dejetos em comparação com o trator com o preço de € 7,80 por m³ de dejetos.

A análise econômica da viabilidade de sistemas avaliou o retorno sobre os investimentos e a despesa do empreendimento, sendo utilizados os seguintes indicadores: Valor Presente Líquido, Taxa Interna de Retorno e *payback*.

O Valor Presente Líquido (VPL) é um índice de rentabilidade que permite analisar a viabilidade econômico-financeira de um projeto ao longo prazo. De acordo com Nogueira (1999), o VPL consiste em transferir para o instante atual todas as variações de caixa esperadas, descontadas a uma determinada taxa de juros, Taxa Selic, e somá-las algebricamente. A Taxa Interna de Retorno (TIR) é um índice relativo que mede a rentabilidade de um investimento ao longo de um período de tempo, podendo ser entendida como a taxa de desconto que anula o valor do VPL. O período de recuperação econômica de capital, *Payback*, é o tempo necessário para o investimento ou o empreendimento recuperar o capital investido, que consiste em determinar a quantidade de períodos necessários para recuperar este capital, pode sinalizar como uma medida de risco associada ao tempo de retorno (GITMAN, 1998; BORDEAUX-REGO et al., 2006; SHINODA, 2008).

No estudo foram analisados 120 cenários, originados da combinação dos seguintes critérios: esterqueira ou biodigestor; PVC ou PEAD; o porte da granja: i) 300 matrizes (pequena); ii) 650 matrizes (média) e iii) 1.001 matrizes (grande); os cinco tratamentos; o tipo de transporte: i) trator; ii) caminhão. Esta análise evidenciou que todos os cenários são passíveis de serem realizados e com *payback* de um ano. Um aspecto importante central para consideração dos resultados obtidos neste trabalho é que esses são particulares para a infraestrutura determinada e considerada que priorizou a execução da pesquisa. Deve-se ressaltar que as grandes entradas dos cenários devem-se pela análise de valoração do dejetos, que contribuiu ativamente para os ganhos e assim o investimento sendo pago em 1 ano.

A análise de viabilidade é conjunto de informações que antecedem a execução de um projeto, assim o objetivo é auxiliar no processo de tomada de decisão para um empreendimento. A análise econômica é parte deste estudo, porém não constitui em garantia de sucesso, pode representar menores possibilidades de fracasso na produção e decisão do investimento (RODRIGUES et al., 2012).

Como citado anteriormente, na literatura é possível encontrar diversos estudos de caso, cada um com a sua peculiaridade. A partir disso, serão descritos alguns estudos de caso e cenários diferenciados encontrados.

Estudo realizado por Junge et al. (2009) analisou a implantação de biodigestores em duas granjas distintas, sendo a granja A com produção de 12.778,65 m³/ano de dejetos e a

granja B com 38.325,00 m³/ano de dejetos. A proposta foi à construção de dois biodigestores para a granja A modelo BSI e na granja B, o modelo adotado foi misto compreendido por dois biodigestores, o primeiro sem modelo específico construído a partir da concepção do produtor e outro o modelo 3S. O custo de construção para o biodigestor da granja A foi de R\$ 163.120,50, para a granja B o custo foi de R\$ 256.031,91. No estudo não foi estipulada qual a manta utilizada para os cálculos, apenas considerou a utilização de uma manta especial, podendo esta ser de PVC, PEAD ou outro material. Também foi incluso no cálculo para as duas granjas a questão de taxas, impostos e licenciamento ambiental. Provavelmente por esse motivo, os valores da construção dos biodigestores foram maiores para o estudo de Junge et al. (2009), em comparação ao presente estudo, no qual o maior custo com a construção do biodigestor foi de R\$ 93.271,53 (para o tratamento 1 em granjas com 1.001 matrizes).

No estudo de Junge et al. (2009) também considerou-se o transporte dos dejetos e a análise de viabilidade econômica. Na granja A toda a capacidade de produção do biodigestor seria utilizada para a transformação em biogás e biofertilizante. O biofertilizante é utilizado para fertilizar a lavoura e para a criação de algas, usadas como alimento para os peixes. Aproximadamente 600 cargas eram espalhadas na lavoura anualmente ao custo de R\$ 25,00 por carga. A criação de algas como alimento para a piscicultura em cativeiro gerou uma economia de 25% da ração total para os peixes. Para este caso, a análise de viabilidade econômico-financeira foi realizada com e sem o subsídio para a terraplenagem. A análise sem subsídio, considerando uma taxa mínima de retorno (TMA) de 8%, obteve um VPL negativo no valor de R\$ 59.182,20 e uma TIR de -1,08%. Já a análise de viabilidade econômico-financeira com subsídio considerando uma TMA de 8% obteve um VPL negativo no valor de R\$ 14.182,20 e TIR de 5,20%. Aquele cenário estudado apresentou valores negativos, indicando a não realização da construção (JUNGE et al., 2009).

Na granja B, do estudo realizado por Junge et al. (2009), o tratamento dos dejetos foi realizado por dois modelos de biodigestores. Com a implantação do biodigestor houve uma redução quase que total das despesas para espalhar os dejetos na lavoura. Antes da implantação, 7.200 cargas de dejetos por ano eram distribuídas na propriedade ao custo de R\$ 25,00 por carga. Depois da implantação do biodigestor todo o dejetos passou a ser fertirrigado para a lavoura. Os custos para manter a fertirrigação eram de R\$ 4.000,00 por ano (JUNGE et al., 2009). No presente estudo, foi possível observar que o transporte de dejetos como biofertilizante sendo realizado por trator ou caminhão, apresentaria custo inferior a R\$ 25,00 nos diferentes tratamentos e porte de granja.

Ainda no estudo de Junge et al. (2009), os investimentos iniciais para a análise de viabilidade financeira sem subsídio foram de R\$ 365.052,91, e considerando a TMA de 8% obteve-se um VPL positivo no valor de R\$ 733.592,81 e TIR de 45,47%, com *payback* no segundo para o terceiro ano. Já os investimentos iniciais para a análise com subsídio foram de R\$ 252.131,91 e considerando a TMA de 8% obteve-se VPL positivo no valor de R\$ 1.003.806,50 com TIR de 75,47% e *payback* no primeiro para o segundo ano. No presente estudo, foi possível observar que a construção do biodigestor foi positiva para VPL, TIR e com *payback* de 1 ano nos diferentes tratamentos e todos os portes de granja.

A partir dos dois cenários considerados por Junge et al. (2009), pôde-se concluir que a Granja B, independente da simulação realizada, apresentou viabilidade econômico-financeira influenciada pela grande quantidade de produção de suínos (15.000 leitões) e, consequentemente, de dejetos, que geram maiores economias.

O estudo de caso Walker et al. (2010) propôs validação do modelo matemático no qual foram utilizados dados coletados na propriedade localizada no município de Ibirubá/RS, com 3 galpões de instalação dos suínos, 2 lagoas e um biodigestor. A propriedade trabalha com sistema de terminação de suínos. Possui cerca de 3.000 suínos na faixa de 23 a 110 kg. O biofertilizante é utilizado em 35 ha da propriedade. Os cenários avaliados consideram o uso ou não do biofertilizante produzido na propriedade. Os produtores rurais geralmente recorrem ao uso de adubos químicos nas plantações a um custo elevado. O aproveitamento do biofertilizante que sobra no biodigestor após a produção do biogás pode reduzir consideravelmente a quantidade de adubos químicos e a economia resultante pode ser computada como receita. Pela análise dos cenários, pode-se observar que o período de retorno do capital investido sem o uso do biofertilizante era de 4 anos, e com o uso, este período teria redução de 1 ano e o valor do VPL aumentaria.

A validação de Walker et al. (2010) corrobora os resultados obtidos neste estudo, em que a utilização de biofertilizante, ou seja, a valoração dos dejetos como biofertilizantes, possibilitou a construção dos biodigestores nos diferentes tratamentos e granjas com VPL e TIR positivos e *payback* de 1 ano.

Estudo realizado por Zanin et al. (2010) objetivou mensurar a viabilidade de implantação de um biodigestor em uma granja com 5.362 suínos divididos em núcleo I e núcleo II, como forma de minimizar os impactos ambientais negativos causados pela atividade de suinocultura, além de proporcionar redução nos custos. O estudo foi baseado em bibliografia contábil ambiental e a coleta de informações para o desenvolvimento do estudo

de caso em uma propriedade rural. Naquele estudo havia um sistema de tratamento de acordo com a legislação vigente do estado de Santa Catarina, contando em cada núcleo com seis lagoas e um biodigestor de geomembrana PEAD (Polietileno de Alta Densidade) e PEBDL (Polietileno de Baixa Densidade Linear) de 1,00 mm, com capacidade em volume de 800 m³ no núcleo I e 1400 m³ no núcleo II. Cada núcleo possuía um tanque de homogeneização utilizado para adequação do dejetos antes de entrar no biodigestor, com capacidade de 75 m³ no núcleo I e 150 m³ no núcleo II, e uma bomba de homogeneização utilizada para adequação do dejetos antes da entrada no biodigestor, com potência de 5 cv em cada núcleo (ZANIN et al., 2010).

A partir da coleta, projeção e análise dos dados, Zanin et al. (2010) calcularam indicadores de viabilidade, *payback* e taxa interna de retorno, constatando-se resultado positivo, retornando o investimento em 5 anos e 9 meses (*payback* simples) e 7 anos e 6 meses (*payback* descontado) e a taxa interna de retorno encontrada foi de 13,07% ao ano, evidenciando ganhos ao investidor. Os autores ainda ressaltaram o ganho proporcionado ao meio ambiente, pois com o investimento proposto eliminaria o gás metano, liberando o gás carbônico que é menos nocivo. Diferentemente, no presente estudo observou-se *payback* de 1 ano no cenário da construção do biodigestor em todos os tratamentos e todos os portes de granja.

Outro estudo de caso foi o de Refosco (2011), com o objetivo de estudar o sistema produtivo de suínos e demonstrar os benefícios ambientais obtidos na implantação do mesmo. O autor realizou estudo de caso em uma granja, onde constatou a existência de um grande passivo ambiental resultante do destino incorreto do resíduo, propondo a construção de um biodigestor e realizando uma avaliação de seu desempenho e viabilidade. Levantou-se que a propriedade gerava 2.499,60 kg de dejetos, que resultava em média 324,62 m³ de metano. Quanto ao biofertilizante, estimou-se que a granja gerava 10.707 litros de dejetos por dia, que resultariam em 321 m³ de dejetos por mês.

Ao analisar a quantidade mensal de nutrientes contidas nesses dejetos, Refosco (2011) verificou que havia 674,10 kg de nitrogênio, 513,60 kg de fósforo e 513,60 kg de potássio. Com este volume de nutriente para biofertilizante, a propriedade poderia ter uma nova renda, sendo de R\$2.219,75/mês, com a venda do produto. Isso resultaria em uma renda anual de R\$ 28.793,83. Como o custo do equipamento foi de R\$ 64.999,61 a um valor de manutenção de 4% a.a., obteve-se um lucro no terceiro ano de R\$13.581,92, demonstrando que o

empreendimento era viável economicamente, além de apresentar grandes ganhos ambiental, já que transformava um passivo ambiental em nova fonte de renda.

Neste estudo também foi possível observar as vantagens em se realizar a valoração dos dejetos. Por exemplo, no tratamento 1 em granja de 300 matrizes foi possível observar um ganho de R\$/ha 26.990,11 por ano de NPK em biofertilizantes. Quando extrapola-se para granja de porte grande (1.001 matrizes) para o mesmo tratamento, observa-se um ganho anual de R\$/ha 90.057,01 por ano de NPK em biofertilizante.

De um modo geral, os tratamentos que utilizaram maiores recursos nutricionais apresentaram resultados positivos econômicos e ambientais. Entretanto, pode-se observar que os resultados de valoração dos dejetos foram vantajosos para o tratamento com menor recurso nutricional e consequentemente maior VPL.

Desse ponto de vista deve-se ser cauteloso na análise crítica, a tomada de decisão deve ser realizada de um modo multidisciplinar considerando a nutrição, a análise econômica, o fator ambiental e a legislação vigente do país. Em países como Holanda e Dinamarca, a quantidade e qualidade do dejetos utilizado como fertilizante podem gerar multas altas. No Brasil, todavia, ainda é possível observar percalços, principalmente no licenciamento ambiental em que muitas vezes geram dúvidas ou até mesmo a falta de informação completa. Além disso, outro ponto é a respeito da valoração dos recursos naturais com falta de informações e padronização, gerando grande dificuldade em obter o uso racional dos recursos naturais e a preservação ambiental.

A suinocultura tem potencial impacto ambiental devido à produção de resíduos com alta carga de nutrientes, matéria orgânica, metais pesados, entre outros. O desafio, sob estas condições, consiste no uso de instrumentos capazes de harmonizar a continuidade da atividade com o uso racional dos recursos naturais e a preservação da qualidade ambiental. A busca e a utilização de estratégias nutricionais para redução da poluição ambiental são de fundamental importância.

conclusão

7 CONCLUSÃO

Os resultados do estudo permitem concluir que:

- i) As diferentes estratégias nutricionais não apresentaram diferenças nas margens de comercialização, indicando a viabilidade econômica na utilização de tecnologias nutricionais menos impactantes ao ambiente;
- ii) Os tratamentos com maior recurso nutricional apresentaram menor excreção dos nutrientes e consequentemente melhor aproveitamento de fósforo, nitrogênio, zinco, cobre e potássio;
- iii) As dietas com tecnologia nutricional mais avançada reduziram o impacto da dessedentação dos animais com consequente redução no custo da água, considerando-se eventuais cenários de cobrança pelo recurso;
- iv) Os tratamentos com tecnologia nutricional menos avançada apresentaram maior valoração do dejetos como fertilizante orgânico;
- v) Os tratamentos ambientalmente mais eficientes apresentaram menores custos na construção da esterqueira e biodigestor em ambos os materiais, PVC e PEAD; o caminhão com tanque de 15 t apresentou menores custos no transporte e distribuição dos dejetos; e
- vi) Em todos os cenários avaliados foi possível a realização do projeto com payback de 1 ano, com VPL positivo e, portanto, com TIR superior ao custo de oportunidade do capital.

REFERÊNCIAS

REFERÊNCIAS

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DA INDÚSTRIA PRODUTORA E EXPORTADORA DE CARNE SUÍNA. (ABIEPCS). **Exportação Mundial**. 2014. Disponível em: <<http://www.abiepcs.org.br/pt/estatisticas/mundial/exportacao.html>>. Acesso em: 07 mar. 2014.

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DA INDÚSTRIA PRODUTORA E EXPORTADORA DE CARNE SUÍNA. (ABIEPCS). **Produção Mundial**. 2014. Disponível em: <<http://www.abiepcs.org.br/pt/estatisticas/mundial/producao-2.html>> Acesso em: 07 mar. 2014.

ADEOLA, O.; OLUKOSI, O.A.; JENDZA, J.A.; DILGER, R.N.; BEDFORD, M.R. Response of growing pigs to *Peniphora lycii* e *Escherichia coli* derived phytase or varying ratios of calcium to total phosphorus. **Journal of Animal Science**, Champaign v.82, p.637-644, 2006.

AGÊNCIA NACIONAL DAS ÁGUAS. (ANA). **Cadernos de capacitação em recursos hídricos 2013**. Alternativas Organizacionais Para Gestão De Recursos Hídricos. 2013. Disponível em: <http://www.cbh.gov.br/EstudosETrabalhos/20140114174437_CadHidrico_vol3_completo.pdf>. Acesso em: 22 abr. 2015.

ALMEIDA, T. R. P.; LEONEL, S.; GRASSI FILHO, H. Análise de Crescimento de Mudanças Cítricas em Função do Substrato e do Fornecimento de Cobre II. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE CIÊNCIA DO SOLO CONQUISTAS E DESAFIOS DA CIÊNCIA DO SOLO BRASILEIRA, 31., 2007, Gramado. **Anais...** 2007.

AMMERMAN, C. B.; BAKER, D. B.; LEWIS, A. J. **Bioavailability of nutrients for animals**. New York: Academic Press, 1995.

ASSOCIAÇÃO MATO-GROSSENSE DOS PRODUTORES DE ALGODÃO.(AMPA).CENTRO DE ESTUDOS AVANÇADOS EM ECONOMIA APLICADA. (CEPEA).**Guia de utilização do programa de cálculo do custo de produção do algodão no Mato Grosso**. Piracicaba: CEPEA, 2002. 14 p.

ANGNES, G.; NICOLOSO, R.S.; SILVA, M.L.B.; OLIVEIRA, P.A.V.; HIGARASHI, M.M.; MEZZARI, M.P.; MILLER, P.R.M. Correlating denitrifying catabolic genes with N₂O and N₂ emissions from swine slurry composting. **Bioresource Technology**, n. 140, p. 368-375, 2013.

ANDERSON, T. L. **Water rights**: scarce resource allocation, bureaucracy, and the environmental. Cambridge: Ballinger Publishing, 1983.

ANUÁRIO EXAME INFRAESTRUTURA 2013-2014 dados da Confederação anual do transporte (CNT). CNT transporte atual: alerta nas rodovias. 2014. Disponível em: <<http://www.cnt.org.br/Imagens%20CNT/Not%C3%ADcias/2014/REVISTA%20CNT%20230%20FINAL.pdf>>. Acesso em: 17 mar. 2014.

ASSOCIAÇÃO PAULISTA DE CRIADORES DE SUÍNOS. (APCS). Disponível em: <<http://www.apcs.com.br/portal/>> Acesso em: 17 jul. 2014

ASSOCIAÇÃO NACIONAL PARA DIFUSÃO DE ADUBOS. (ANDA). **Anuário Estatístico do Setor de Fertilizantes 2013**. Disponível em: <<http://www.anda.org.br/estatistica/comentarios.pdf>>. Acesso em: 17 jul. 2014.

ASSOCIATION OF AMERICAN FEED CONTROL OFFICIAL (AAFCO). Official Publication. Atlanta: AAFCO, 2000.

BARBIERI, J.; ÁVARES, A.; MACHLINE, C. Taxa Interna de retorno: controvérsias e interpretações. GEPROS. Gestão da Produção **Operações e Sistemas**, v.5, n.4, p.131-142, 2007.

BARNABÉ, M. C. Utilização dos dejetos de suínos e legislação ambiental. In: RODADA GOIANA DE TECNOLOGIA EM MANEJO DE SUÍNOS, 4., 2000, Goiânia. **Anais ...** Goiânia: AGS, 2000. p.75-86.

BARTHOLOMEU, D. B.; BARTHOLOMEU, M. B.; RANIERO, L. M.; MIRANDA, S. H, G. de. O mercado de carbono e a atividade suinícola. **Revista Agroanalysis**, p. 46, 2007.

BECHARA, E. **Licenciamento e compensação ambiental**: na lei do sistema nacional das unidades de conservação (SNUC). São Paulo: Atlas, 2009.

BECKER, G.S. **Human capital**: a theoretical and empirical analysis with special reference to education. 3. ed. Chicago: University of Chicago Press, 1993.

BEDFORD M. R. Exogenous enzymes in monogastric nutrition: their current value and future benefits. **Animal Feed Science and Technology**, v. 86, p. 1-13, 2000.

BERGSTRÖM, L.; KIRCHMANN, H. Leaching and crop uptake of nitrogen and phosphorus from pig slurry as affected by different application rates. **Journal Environmental Quality**, v. 35, p. 1803-1811, 2006.

BERTECHINI, A.G. **Nutrição de monogástricos**. Lavras- MG: Editora UFLA, 2006. 301p.

BERTO, J.L. **Balanco de nutrientes em uma sub-bacia com concentração de suínos e aves como instrumento de gestão municipal**. 2004.196f. Tese (Doutorado) - Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre, 2004.

BERWANGER, A.L.; CERETTA, C.A.; DOS SANTOS, D.R. Alterações no teor de fósforo no solo com aplicação de dejetos líquidos de suínos. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v.32, p. 2525-2532, 2008.

BJERKHOLT, J.T.; CUMBY, T.R.; SCOTFORD, I.M. Pipeline design procedures for cattles and pigs slurries using a large-scale pipeline apparatus. **Biosystems Enginnering**, v.91, p. 201-2017, 2005.

BODMAN, G. R. **Evaluation of housing and environmental adequacy**: principles and concepts. Lincoln: Cooperative Extension at the University of Nebraska, 1994. 28p.

BOLLAND, M.D.A.; GILKES, R.J.; BRENNAN, R.F.; ALLEN, D.G. Comparison of seven phosphorus sorption indices. **Australian Journal Soil Research**, v.34, p. 81-89, 1996.

BORDEAUX-RÊGO, R.; GORET, P. P.; SPRITZER, I. M. P. A.; ZOTES, L. P. **Viabilidade econômico-financeira de projetos**. Rio de Janeiro: FGV, 2006. 164 p.

BOWLEY, M. **Studies in the history of economic theory before 1870**. Londres: Macmillan, 1973. 304 p.

BRASIL. Lei N°7.347, de 24 de julho de 1985. **Diário Oficial [da] União**, Brasília, DF, 27 jul. 1985. Disponível em: <http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/leis/17347orig.htm>. Acesso em: 23 mar. 2014.

BRASIL. Lei n. 4.771, de 15 de setembro de 1965. **Diário Oficial [da] União**, Brasília, DF, 15 ago. 1965. Disponível em: <http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/leis/14771.htm>. Acesso em: 23 mar. 2014.

BRASIL. Lei. n. 9.433, de 08 de janeiro de 1997. **Diário Oficial [da] União**, Brasília, DF, 08 jan. 1997. Disponível em: <http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/leis/19605.htm>. Acesso em: 10 mar. 2014.

BRASIL. Lei. n. 9.605, de 12 de fevereiro de 1998. **Diário Oficial [da] União**, Brasília, DF, 12 fev. 1998. Disponível em: <http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/leis/19605.htm>. Acesso em: 23 mar. 2014.

BUCHANAN, J. M. An Economic theory of clubs. **Econômica**, v. 32, n. 125, p. 1-14, 1965.

BUENO, B.S.; VILAR, O.M. **Propriedades, ensaios e normas. manual brasileiro de geossintéticos**. Vertematti: Editora Edgar Blücher, 2004. 27-62 p.

BÜLL, L. T.; CANTARELLA, H. **Cultura do milho**: fatores que afetam a produtividade. Piracicaba: POTAFÓS, 1993. 63 p.

CAMPOS, E.; ALMIRALL, M.; MTNEZ-ALMELA, J.; PALATSI, J.; FLOATES, X. Feasibility study of the anaerobic digestion of dewatered pig slurry by means of polycrylamide. **Bioresource Technology**, v.99, p. 387-395, 2008.

CAMPOS, R.T.; CAMPOS, K.C. Capacidade de pagamento pela água bruta utilizada na irrigação pública na bacia do Jaguaribe – Ceará. **Revista de Economia e Agronegócio**, v.11, n. 3, p.357-380, 2014.

CANH, T.T.; AARNINK, A.J.A.; SCHUTTE, J.B.; SUTTON, A.; LANGHOUT, D.J.; VERSTEGEN, M.W.A. Dietary protein affects nitrogen excretion and ammonia emission from slurry of growing-finishing pigs. **Livestock Production Science**, v.56, p.181-191, 1998.

CARDOSO, S. L. Na medida certa. **XXI Ciência para vida**, Brasília, DF, n. 8, p. 27, 2014.

CARLSON, M. S.; BOREN, C. A. MU Guide: mineral requirements for growing swine. MU extension. Missouri: University of Missouri-Columbia, 2005. 4 p. Disponível em: <<http://extension.missouri.edu/publications/DisplayPub.aspx?P=G2322>>. Acesso em: 10 maio 2013.

CARLSON, M.S.; BOREN, C.A.; WU, C.; HUNTINGTON, C.E. BOLLINGER, D.W.; VEUM, T.L. Evaluation of various inclusion rates of organic zinc either as polysaccharide or proteinate complex on the growth performance, plasma, and excretion of nursery pigs. **Journal of Animal Science**, v.82, p. 1359-1366, 2004.

CASSMAN, K. G.; STEINER, R.; JOHNSTON, A. E. Long-Term Experiments and Productivity indexes to evaluate the sustainability of cropping systems. In: BARNETT, V.; PAYNE, R.; STEINER, R. (Ed.). **Agricultural sustainability: economic, environmental and statistical considerations**. UK: John Wiley and Sons, 1995. Chap. 11, p. 231-244.

CASSOL, P.C.; SILVA, D.C.P.R.; ERNANI, P.R.; KLAUBERG FILHO, O.; LUCRECIO, W. Atributos químicos em Latossolo Vermelho fertilizado com dejetos suíno e adubo solúvel. **Revista de Ciências Agroveterinárias**, v.10, p. 103-112, 2011.

CASSOL, P.C.; COSTA, A.C.; CIPRANDI, O.; PANDOLFO, C.M.; ERNANI, P.R. Disponibilidade de macronutrientes e rendimento de milho em latossolo fertilizado com dejetos suíno. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 35, p. 1911-1923, 2012.

CELA, S.; BERENGUER, P.; SANTIVERI, F.; LLOVERAS, J. Potential phosphorus, potassium, and magnesium surpluses in an irrigated maize monoculture fertilized with pig slurry. **Agronomy Journal**, v.102, p.96-102, 2010.

CENTRO DE ESTUDOS AVANÇADOS EM ECONOMIA APLICADA (CEPEA/ESALQ/USP). **Relatório PIBAgro-Brasil**.2012. Disponível em: <http://www.cepea.esalq.usp.br/comunicacao/Cepea_PIB_BR_dez13.pdf>. Acesso em: 17 jul. 2014.

CERETTA, C.A.; DURINGON, R.; BASSO, C.J.; BARCELLOS, L.A.R.; VIEIRA, F.C.B. Características químicas de solo sob aplicação de esterco líquido de suínos em pastagem natural. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, v.38, p.729-735, 2003.

CERETTA, C.A.; BASSO, C.J.; PAVINATO, P.S.; TRENTIN, E.F.; GIROTTI, E. Produtividade de grãos de milho, produção de matéria seca e acúmulo de nitrogênio, fósforo e potássio na rotação aveia preta/milho/nabo forrageiro com aplicação de dejetos líquidos de suínos. **Ciência Rural**, v.35, p.287-295, 2005a.

CERETTA, C.A.; LORENSINI, F.; BRUNETTO, G.; GIROTTI, E.; GATIBONI, C.; LOURENZI, C.R.; TIECHER, T.L. Frações de fósforo no solo após sucessivas aplicações de dejetos de suínos em plantio direto. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, v.45, p. 593-602, 2010.

CHENG, J.; KORNEGAY, E.T.; SCHELL, T. Influence of dietary lysine on the utilization of zinc from zinc sulphate and zinclysine complex by young pigs. **Journal of Animal Science**, v.76, p.1064-1074, 1998.

CLEMENTE FILHO, A.; LEÃO, P.C.L.; LOPES, L.G. A importância da soja e milho na região da alta mogiana clemente. In: ENCONTRO REGIONAL SOBRE TECNOLOGIAS DE PRODUÇÃO DE MILHO E SOJA, 2009, Ituverava. **Anais...** 2009. Nucleus, Edição Especial.

CLOSE, W. H. Organic minerals for pigs: an update. In: CLOSE, W. H. **Biotechnology in the Feed Industry**. UK: Nottingham University Press. 1999. P. 51-60.

COASE, R.H. The problem of social cost. **Journal of Law and Economics**, v. 3, p.1-44, 1960.

COFFEY, M.T. An industry perspective on environmental and waste management issues: Challenge for the feed industry. In: GEORGIA NUTRITION CONFERENCE, 1992, Athens. **Proceedings...** Athens: University of Georgia, 1992. p.144-148.

COLLINS, A.R.; BASDEN, T.A. A policy evaluation of transport subsidies for poultry litter in West Virginia. **Review of Agricultural Economics**, v.28, n.1, p. 72-88, 2006.

COMISSÃO QUÍMICA DE FERTILIZANTE DO SOLO – RS/SC (CQFS – RS/SC). **Manual de adubação e de calagem para os Estados do Rio Grande do Sul e Santa Catarina**. 10. ed. Porto Alegre: CQFS, 2004.

COMITÊ DAS BACIAS HIDROGRÁFICAS DOS RIOS PIRACICABA, CAPIVARI E JUNDIAÍ. Deliberação Conjunta dos Comitês PCJ no 079/07, de 05 de outubro de 2007. Disponível em: <<http://www.agenciapcj.org.br/antigo/download/DelibConj079-07.pdf>>. Acesso em: 17 jun. 2013.

COMPANHIA DE TECNOLOGIA E SANEAMENTO AMBIENTAL (CETESB). Licenciamento Ambiental. 2014. Disponível em: <<http://www.cetesb.sp.gov.br/licenciamento/licenciamento-ambiental/1-pagina-inicial>>. Acesso em: 18 maio 2014.

CONTADOR, C. **Projetos sociais: avaliação e prática**. Rio de Janeiro: Atlas, 2000.

CORDELL, D.; DRANGERT, J.O.; WHITE, S. The story of phosphorus: global food security and food for thought. **Global Environment Change**, v.19, p. 292-272, 2005.

CORRELL, D. L. The role of phosphorus in the eutrophication of receiving waters: a review. **Journal Environmental Quality**, Stanford, v. 27, n. 2, p. 261-266, 1998.

COSMAN, N. J. **Transporte de nutrientes e bactérias por escoamento superficial devido à aplicação de água residuária da suinocultura no solo**. 2010. 66p. Dissertação (Mestrado) – Universidade Estadual do Oeste do Paraná, Cascavel, 2010.

CROMWELL, G.L.; STAHLY, T.S.; COFFEY, R.D.; MONEGUE, H.J.; RANDOLPH, J.H. Efficacy of phytase in improving the bioavailability of phosphorus in soybean meal and corn-soybean meal diets for pigs. **Journal of Animal Science**, v.71, p.1831-1840, 1993.

CROMWELL, G. L COFFEY, R.D.; MONEGUE, H.J.; RANDOLPH, J.H. Efficacy of low-activity, microbial phytase in improving the bioavailability of phosphorus in corn-soybean meal diets for pigs. **Journal of Animal Science**, v. 73, p.449-456, 1995.

CUNHA, J.F.; LOPES, A.S.; GUILHERME, L.R.G. The importance of single superphosphate for tropical agriculture. In: WORLD FERTILIZER CONGRESS OF CIEC, 16., 2014, Rio de Janeiro. **Anais...** 2014.

DALLA COSTA, O.; SOBESTIANSKY, J.; PERDOMO, C. C.; BARIONI JUNIOR, W.; GUZZO, R.; COIMBRA, J. B. S.; AMARAL, A. L. do. **Caracterização do sistema hidráulico e da qualidade da água em granjas de suínos da região sul do Brasil nas fases creche, crescimento e terminação**. Concórdia, SC: Embrapa Suínos e Aves, Junho, 2000. p. 1-5. (Embrapa Suínos e Aves. Comunicado Técnico, 247)

DALMAZO, G. S.; BAZI, S. M.; OLIVEIRA, P. A. V. de. Biodigestores. In: MIRANDA, C. R. de. (Org.). **Dia de campo: suinocultura e meio ambiente: termo de ajuste de condutas da suinocultura**. Concórdia: Embrapa Suínos e Aves, 2009.

DALY, H. Desenvolvimento sustentável: definições, princípios, políticas. **Cadernos de Estudos Sociais**, v.18, n.2, p.171-184, 2002.

DEA. **Progress report on the economy of centralized biogas plants**. Denmark: Danish Energy Agency, 1995.

DIESEL, R.; MIRANDO, C.R.; PERDOMO, C.C. Coletânea de tecnologias sobre dejetos suínos. **Boletim Informativo Pesquisa & Extensão**, n.14, p.1-31, 2005.

DIRETIVA 91/676/CEE “**Diretiva do Nitrato**”. 1991. Disponível em: <http://www.diramb.gov.pt/data/basedoc/TXT_LC_5778_1_0001.htm>. Acesso em: 23 mar. 2014.

ECOCASA[®]. Produtos. 2014. Disponível em: <<http://www.ecocasa.com.br/tratamento-biologico-de-esgoto.asp>>. Acesso em: 20 set. 2014.

EMBRAPA Suínos e Aves. **Diagnóstico das propriedades suinícolas da área de abrangência do Consórcio Lambari, SC. Relatório preliminar**. Embrapa Suínos e Aves. Concórdia: EMBRAPA, 2003. 32p. (Embrapa Suínos e Aves. Documentos, 84).

EPAGRI E EMBRAPA Suínos e Aves. **Aspectos práticos do manejo de dejetos suínos**. Florianópolis: EPAGRI; Concórdia: EMBRAPA-CNPSA, 1995. 106p.

ESPERANCINI, M.S.T.; COLEN, F.; BUENO, O.C.; PIMENTEL, A.E.B.; SIMON, E.J. Viabilidade técnica e econômica da substituição de fontes convencionais de energia por biogás em assentamento rural do Estado de São Paulo. **Engenharia Agrícola**, v.27, n.1, p.110-118, 2007.

EVANS, S. D.; GOODRICH, P. R.; MUNTER, R. C. Effects of solid and liquid beef manure and liquid hog manure on soil characteristics and on growth, yield and decomposition of corn. **Journal Environmental Quality**, n. 6, p. 361-368, 1977.

FAO. **Pollution from industrialized livestock production**. 2005. Disponível em: <<http://www.fao.org/>>. Acesso em: 28 maio 2013.

FAVERO, C.J.A.; GUIDONI, C.A.L.; BELLAVER, C. Predição do índice de valorização de carcaças suínas em função do peso e percentual de carne. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE VETERINÁRIOS ESPECIALISTAS EM SUÍNOS, 1997, Foz do Iguaçu. **Anais...** 1997.

FIALHO, E. T.; RODRIGUES, P. B.; AMARAL, N.; ZANGERONIMO, M. G.; CANTARELLI, V. S. Redução da poluição ambiental por dejetos de suínos utilizando os instrumentos da nutrição. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE NUTRIÇÃO ANIMAL, 1., 2008, Ceará. **Anais...** 2008.

FIORILLO, C.A.P. **Curso de direito ambiental brasileiro**. 10. ed. São Paulo: Saraiva, 2009.

FIREMAN, F. A. T.; FIREMAN, A. K. B. A. T. Enzimas na alimentação de suínos. **Ciência Rural**, Santa Maria v.28, p. 173-178, 1998.

FLEMING, R. A.; BABCOCK, B. A.; WANG, E. Resource or Waste? The economics of swine manure storage and management. **Review of Agricultural Economics**, n. 1, p. 96-113, 1998.

FLOTATS, X.; BONMATÍ, A.; FERNÁNDEZ, B.; MAGRÍ, A. Manure treatment technologies: On-farm versus centralized strategies. NE Spain as case study. **Bioresource Technology**, v. 100, p. 5519–5526, 2009.

FOOD AND AGRICULTURE ORGANIZATION (FAO) e ORGANISATION FOR ECONOMIC CO-OPERATION AND DEVELOPMENT.(OECD). **Relatório Anual Perspectivas Agrícolas 2010-2019**. Disponível em: <<http://www.oecd.org/site/oecd-faoagriculturaloutlook/45599621.pdf>>. Acesso em: 17 jul. 2014.

FUNDAÇÃO ESTADUAL DE PROTEÇÃO AMBIENTAL HENRIQUE LUIZ ROESSLER.(FEPAM).**Licenciamento Ambiental**. 2014. Disponível em: <<http://www.fepam.rs.gov.br/licenciamento/Area1/default.asp>>. Acesso em: 10jul. 2014.

FUNDAÇÃO DO MEIO AMBIENTE.(FATMA). **Licenciamento Ambiental**. 2014. Disponível em: <<http://www.fatma.sc.gov.br/conteudo/instrucoes-normativas>>. Acesso em: 10jul. 2014.

FUNDAÇÃO PARA O DESENVOLVIMENTO DA EDUCAÇÃO.(FDE)®. **Catálogo Técnico**. 2014. Disponível em: <<http://www.fde.sp.gov.br/pagespublic/Home.aspx>>. Acesso em: 20 set. 2014.

GAMA, M.L.S. **Planejamento e gestão do tratamento de dejetos suínos no Distrito Federal**:aplicação de instrumentos de avaliação multicriterial. 2003. 100p. Dissertação (Mestrado) – Universidade Católica de Brasília, Brasília, 2003.

GAYA, J. P. **Indicadores biológicos do solo como uma alternativa para o uso racional de dejetos de suínos como fertilizante orgânico**. 2004. 144p. Dissertação (Mestrado) – Universidade Federal de Santa Catarina, Centro de Ciências Agrárias, Florianópolis, 2004.

GHAFOORI, E.; FLYNN, P.C.; FEDDES, J.J. Pipeline vs. truck transport of beef cattle manure. **BiomassBioenergy**, v.31, p. 168–175, 2006.

GITMAN, L.J. **Princípios da administração financeira**. São Paulo: Harbra, 1997.841p.

GIROTTI, E. CERETTA, C.A.; DOS SANTOS, D.R.; BRUNETTO, G.; ANDRADE, J.G.; ZALAMENA, J. Formas de perdas de cobre e fósforo em água de escoamento superficial e percolação em solo sob aplicações sucessivas de dejetos líquidos de suínos. **Ciência Rural**, v.40, n.9, p.1860-1866, 2010.

GUIVANT, J. S.; MIRANDA, C. R. **Desafios para o desenvolvimento sustentável da suinocultura: uma abordagem multidisciplinar**. Chapecó: Argos. 2004. 332 p.

HANEMANN, W. M. **The Value of Water**. Berkeley: University of Califórnia, 2005.

HARPER, A. **Provision of water for swine**. 2006. Disponível em: <http://www.ext.vt.edu/news/periodicals/livestock/aps-06_07/aps-349.html>. Acesso em: 30 out. 2014.

HU, J.; SHEN, Q.; LIU, Y. Mobility of different phosphorus pools in the sediment of Lake Dianchi during Cyanobacterial blooms. **Environmental Monitoring and Assessment**, v. 132, n.1, p. 141-153, Oct. 2007.

ÍNDICE NACIONAL DE PREÇOS AO CONSUMIDOR. (INPC). **Série histórica**. 2013. Disponível em: <<http://www.portalbrasil.net/inpc.htm>>. Acesso em: 20 mar. 2014.

INTERNATIONAL FERTILIZER INDUSTRY ASSOCIATION. (IFA). **Fertilizer outlook 2009-2013**. 2009. Disponível em: <<http://www.fertilizer.org/ifa/HomePage/LIBRARY/Publications.html/>>. Acesso em: 17 jul. 2014.

INSTITUTO AGRONÔMICO. (IAC). Instruções agrícolas para as principais culturas econômicas. **Boletim 200**, p. 271-275, 7ª Edição, Campinas, São Paulo, 2014.

JACELA, J.Y.; DEROCHEY, J.M.; TOKACH, M.D.; GOODBAND, R.D.; NELSEN, J.L.; RENTER, D.G.; DRITZ, S.S. Feed additives for swine: Fact sheets – high dietary levels of copper and zinc for young pigs, and phytase. **Journal of Swine Health and Production**, v.18, p.27-32, 2010.

JENSEN, L.S. Animal manure fertilizer value, crop utilization and soil quality impacts. In: SOMMER, S.G.; CHRISTENSEN, M.L.; SCHMIDT, T.; JENSEN, L.S. (Ed). **Animal Manure Recycling**. [S.l.]: John Wiley and Sons Ltda, 2013. Cap 15, p. 295-328.

JONGBLOED, A. W.; MROZ, Z.; KEMME, P. A. Apparent digestibility and retention of nutrients bound phytate complexes as influenced by microbial phytase and feeding regimen in pigs. **Journal of Animal Science**, v.72, 1994. p. 126-132.

JONGBLOED, A.W. POULSEN, H.D.; DOURMAD, J.Y.; VAN DER PEET-SCHWERING, C.M.C. Environmental and legislative aspects of pig production in the Netherlands, France and Denmark. **Livestock Production Science**, v.58, p.243-249, 1999.

JONGBLOED, A.W. Environmental pollution control in pigs by using nutrition tools. **Revista Brasileira de Zootecnia**, v.37, p.215-229, 2008.Suplemento Especial.

JONDREVILLE, C.; REVY, P.S.; DOUMAND, J.Y. Dietary means to better control the environmental impact of copper and zinc by pigs from weaning to slaughter. **Livestock Production Science**, v. 84, p.147–156, 2003.

JUNGES, D.M.; KLINSCHIMITT, S.C.; SHIKIDA, P.F.A.; SILVA, J.R. Análise econômico-financeira da implantação do sistema de biodigestores no município de Toledo (PR).**Revista de Economia**, v.35, n. 1, p. 7-30, 2009.

KERR, B.J.; EASTER, R.A. Effect of feeding reduced protein, amino acid supplemented diets on nitrogen and energy balance in grower pigs. **Journal of Animal Science**, v.73, p.3000-3008, 1995.

KEY, N., W. D. MCBRIDE, M. RIBAUDO, AND S. SNEERINGER. **Trends and Developments in Hog Manure Management: 1998-2009**. EIB-81. U.S. Dept. of Agriculture, Economic Research Services, 2011.

KONZEN, E. A. **Manejo e utilização de dejetos suínos**. Concórdia: EMBRAPA - CNPSA, 1983.p. 32.(Circular Técnica, 6).

KONZEN, E. A.; PEREIRA FILHO, I. A.; BAHIA FILHO, A.F. C.; PEREIRA, F. A. **Manejo do esterco líquido de suínos e sua utilização na adubação do milho**. 2.ed. Sete Lagoas: EMBRAPA-CNPMS, 1998. (Circular Técnica, 25).

KONZEN, E. A. **Alternativas de manejo, tratamento e utilização de dejetos animais em sistemas integrados de produção**.Sete Lagoas: Embrapa Milho e Sorgo, 2000. p.32. (Documentos, 5).

KONZEN, E. A. Manejo e utilização dos dejetos de suínos. **Pork World**, v.1, n.5, p.52-57, 2002.

KONZEN, E. A. **Fertilização de lavoura e pastagem com dejetos de suínos e cama de aves** 2003. Disponível em: <http://www.cnpms.embrapa.br/publicacoes/publica/2003/circular/Circ_31.pdf>. Acesso em: 17 jul. 2014.

KONZEN, E. A.; ALVARENGA, R. C. Monitoramento ambiental do uso de dejetos líquidos de suínos como insumo na agricultura: Efeito de doses na produtividade de milho. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, n. 2, p. 123-131, 2002.

KONZEN, E. A. **Viabilidade ambiental e econômica de dejetos de suínos**. Sete Lagoas: Embrapa Milho e Sorgo, 2006. p.25.(Documentos, 59).

KONZEN, E. A. Aproveitamento energético e biogás: a experiência da suinocultura no tratamento de efluentes. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL, 2007, Belo Horizonte. **Anais...** 2007.

KRABBE, E.L. Perspectivas quanto ao desenvolvimento de enzimas para uso na nutrição de aves. In: SEMINÁRIO INTERNACIONAL DE AVES E SUÍNOS, 11., 2012, São Paulo. **Anais...** 2012.

KUNZ, A.; PALHARES, J C. **Créditos de carbono e suas consequências ambientais**. 2004. Disponível em: <<http://www.cnpsa.embrapa.br/?/artigos/2004/artigo-2004-n019.html>>. Acesso em 23 mar. 2013.

KUNZ, A.; OLIVEIRA, P.A.; HIGARASHI, M. M.; SANGOI, V. **Recomendações técnicas para uso de esterqueiras para a armazenagem de dejetos de suínos**. Concórdia: Embrapa Suínos e Aves, n. 361, p.1-4, 2004a.(Comunicado Técnico).

KUNZ, A.; PERDOMO, C.C.; OLIVEIRA, P.A.V.O. Biodigestores: avanços e retrocessos. **Suinocultura Industrial**, Porto Feliz, n.178, p.14-16, jun.-jul. 2004b.

KUNZ, A.; HIGARASHI, M.M.; DE OLIVEIRA, P.A. Tecnologias de manejo e tratamento de dejetos de suínos estudadas no Brasil. **Cadernos de Ciência & Tecnologia**, Brasília, v. 22, n. 3, p. 651-665, 2005.

KUNZ, A.; HIGARASHI, M.M.; DE OLIVEIRA, P.A. **Redução da carga poluente: a questão dos nutrientes**. Gestão Ambiental na Suinocultura. Concórdia: Embrapa Suínos e Aves, 2007. p.105-118.

LANNA, E. Instrumentos de gestão das águas: cobrança. In: INSTITUTO DE PESQUISAS HIDRÁULICAS DA UFRGS. **Gestão das Águas**. [Porto Alegre], 1999. Disponível em: <<http://www.iph.ufrgs.br/posgrad/disciplinas/hip78/6.pdf>>. Acesso em: 22 abr. 2015.

LAZZARINI, S. Estudos de caso para fins de pesquisa: aplicabilidade e limitações do método. In: FARINA, E. M. (Coord.). **Estudos de caso em agribusiness**. São Paulo: Pioneira. 1997. p. 9-23.

LEESON, S. Trace minerals in poultry nutrition-2. Copper and zinc – the next pollution frontier. **World Poultry**, v.3, p.14-16, 2008.

LEITE, G.B.; VIEIRA, W.C. Proposta metodológica de cobrança pelo uso dos recursos hídricos usando o valor de shapley: uma aplicação à bacia do Rio Paraíba do Sul. **Estudos Econômicos**, v.40, n. 3, p. 651-677, 2010.

LEHNINGER, A.L.; NELSON, D.L.; COX, M.M. **Principles of biochemistry**. 2. ed. New York: Worth, 1993. p.1013.

LICHTENBERG, E.; PARKER, D.; LYNCH, L. **Economic value of poultry litter supplies in alternative uses**. [S.l.]: Center Agricultural National Resource Policy, University of Maryland, College Park, 2002.

LIMA, G. J. M. M. **Nutrição de suínos**: ferramenta para reduzir a poluição causada pelos dejetos e aumentar a lucratividade do negócio. Gestão Ambiental na Suinocultura. Concórdia: Embrapa Suínos e Aves, 2007. p. 63-101.

LIMA, G.J.M.M.; VIOLA E.S.; NONES, K. Desempenho e composição de carcaça de suínos em crescimento e terminação submetidos a dietas suplementadas com cobre e zinco, inorgânico ou quelatado. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE VETERINÁRIOS ESPECIALISTAS EM SUÍNOS, 1999, Belo Horizonte. **Anais...** EMBRAPA-CNPSA, 1999.

LIMA, M.P. Custeio do transporte rodoviário de cargas. In: FIGUEIREDO, K.F.; FLEURY, P.F.; WANKE, P. (Org.). **Logística e gerenciamento da cadeia de suprimentos**: planejamento do fluxo de produtos e dos recursos. São Paulo: Atlas, 2003. 483 p.

LÜDKE, M. C. M. M.; LOPÉZ, J.; BRUM, P.A.R.; LÜDKE, J.V. Influência da fitase na utilização de nutrientes em dietas compostas por milho e farelo de soja para suínos em crescimento. **Revista Brasileira de Zootecnia**, v.29, p.1402-1413, 2000.

LÜDKE, M. C. M. M. LOPÉZ, J.; LÜDKE, J.V. Fitase em dietas para suínos em crescimento: impacto ambiental. **Ciência Rural**, v. 32, p. 97-102, 2002.

LÜDKE, J. V. & LÜDKE, M. C. M. M. **Produção de suínos com ênfase na preservação do ambiente**. 2005. Disponível em: <http://www.cnpsa.embrapa.br/sgc_artigos/artigos_d0j94t4h.html>. Acesso em: 03 mar. 2014.

MACHINSKY, T. G.; KESSLER, A.M.; RIBEIRO, A.M.L.; MORAES, M.L.; SILVA, I.C.M.; CORTÉS, M.E.M. Digestibilidade de nutrientes e balanço de Ca e P em suínos recebendo dietas com ácido butírico, fitase e diferentes níveis de cálcio. **Ciência Rural**, v.40p. 2350-2355, 2010.

MALAVOLTA, E.; VITTI, G. C. **Avaliação do estado nutricional das plantas: princípios e aplicações**. Piracicaba: Associação Brasileira para Pesquisa do Potássio e do Fósforo. 2. ed. 1997. p.319.

MALTA, L.R. S. **Simulação do balanço e transporte de nitrogênio e fósforo provenientes de dejetos animais aplicados em áreas agrícolas. Estudo de caso: Bacia do rio Toledo, Paraná, Brasil**. 2009. 100p. Tese (Doutorado) – Escola Politécnica da Universidade de São Paulo, São Paulo, 2009.

MALTA, L. R.; NOGUEIRA, F. D.; GUIMARÃES, P. T. G. Composição química, produção e qualidade do café fertilizado com diferentes fontes e doses de nitrogênio. **Ciência Agrotécnica**, v.27, n.6, p.1246-1252, 2003.

MAMEDE, R. A. **Consumo de água e relação água/ração para suínos em crescimento e terminação**. 1980. 23 p. Dissertação (Mestrado em Zootecnia) - Escola de Veterinária da Universidade Federal de Minas Gerais, Belo Horizonte, 1980.

MANUAL DE TREINAMENTO EM BIODIGESTÃO. 2008. Disponível em: <http://www.ieham.org/html/docs/Manual_Biodigestao.pdf>. Acesso em: 22 jun. 2013.

MARQUES, J.F.; COMUNE, A. E. A teoria neoclássica e a valoração ambiental. In: ROMEIRO, A. R.; REYDON, B. P.; LEONARDI, M. L. A. **Economia do meio ambiente: teoria, políticas e a gestão de espaços regionais**. Rio de Janeiro: Garamond, 2003.

MARSCHNER, H. **Mineral nutrition of higher plants**. 2 ed. San Diego: Academic press, 1995.888 p.

MARTINS, F.M.; FILHO, J.I.S.; SANDI, A.J.; MIELE, M.; LIMA, G.J.M.M.; BERTOL, T.M.; AMARAL, A.L.; MORÉS, N.; KICH, J.D.; DALLA COSTA, O.A. Coeficientes técnicos para o cálculo do custo de produção de suínos, 2012 Concórdia: Embrapa Suínos e Aves, 2012. (Comunicado Técnico).

MAY, P.H. Comércio agrícola e meio ambiente na América Latina. In: MAY, P. H.; LUSTOSA, M. C.; VINHA, V. **Economia do meio ambiente**. Rio de Janeiro: Elviesier, 2003. 197-218 p.

MEYER, T.A.; LINDEMANN, M.D.; CROMWELL, G.L.; MONEGUE, H.J.; INOCENCIO, N. Effects of pharmacological levels of zinc as zinc oxide on fecal zinc and mineral excretion in weanling pigs. **The Professional Animal Scientist**, v. 18, p. 162-168, 2002.

MIRANDA, C.R. **Informe Embrapa**: suinocultura sustentável. 2005. Disponível em: <http://suinoculturaindustrial.com.br/site/dinamica.asp?id=2350&tipo_ta>. Acesso em: 17 jul. 2014.

MOREIRA, F.M.S.; SIQUEIRA, J.O. **Microbiologia e bioquímica do solo**. 2. ed. Lavras: Editora UFLA, 2006. 729p.

MORRIS, E. R. Phytate and mineral bioavailability. In: GRAF, E. **Phytate chemistry and application**. Minneapolis: Pilatus, 1986. p. 57-76.

MOTTA, R. S. **Manual de valoração econômica de recursos ambientais**. 1997. Disponível em: <<http://www.mma.gov.br/biodiversidade/publica/mvalora/apresent.html>>. Acesso em: 15 maio 2014.

MUELLER, C. **Os economistas e as relações entre o sistema econômico e o meio ambiente**. Brasília: Editora UNB, 2007. 203 p.

NAGAI, M.; HACHIMURA, K.; TAKAHASHI, K. Water consumption in suckling pigs. **The Journal of Veterinary Medical Science**, v. 56, n. 1, p. 181-183. 1994.

NAGASHIRO, C. Enzimas na nutrição de aves. In: CONFERÊNCIA APINCO 2007 DE CIÊNCIA E TECNOLOGIA AVÍCOLAS, 2007, Santos. **Anais...** 2007.

NATIONAL RESEARCH COUNCIL.(NRC). **Nutrients requirement of swine**. 10.ed. Washington, D.C.: NRC, 1998. p.189.

NORGAARD, R. B. Economicismo, ambientalismo e Economia Ecológica. **Revista ANPEC**. n. 1, p. 105-128, 1997.

NOGUEIRA, E. Análise de investimentos. In: BATALHA, M. (Coord.). **Gestão agroindustrial**. São Paulo: Atlas, 1999. 223-288 p.

NOGUEIRA, J. M.; MEDEIROS, M. A. A.; ARRUDA, F. S. T. Valoração econômica do meio ambiente: Ciência ou empiricismo? **Cadernos de Ciência & Tecnologia**. Brasília: Embrapa. v. 17, n. 2, p. 81-115, 2000.

NOLAN, T.; TROY, S.M.; GILKINSON, S.; FROST, P.; XIE, S.; ZHAN, X.; HARRINGTON, C.; HEALY, M.G.; LAWLOR, P.G. Economic analyses of pig manure treatment options in Ireland. **Bioresource Technology**, v. 105, p. 15–23, 2012.

NOVAIS, R.F.; ALVAREZ V., V.H.; BARROS, N.F.; FONTES, R.L.F.; CANTARUTTI, R.B.; NEVES, J.C.L. **Fertilidade do solo**. Viçosa: Sociedade Brasileira de Ciência do Solo, 2007. 1017p.

NOVAK, J. M.; SZOGI, A.A.; WATTS, D.W. **Copper and zinc accumulation in sandy soils and constructed wetlands receiving pig manure effluent applications**. [S.l.]: Trace elements in animal production system, 2008.p.45-54.

OENEMA, O.; TAMMINGA, S. Nitrogen in global animal production and management options for improving nitrogen use efficiency, **Science China**, v. 48, p. 1 –17, 2005.

OENEMA, O.; OUDENDAG, D.; VELTHOF, G.L. Nutrient losses from manure management in the European Union. **Livestock Science**, n.112, p. 261–272, 2007.

OENEMA, O.; WITZKE, H.P.; KLIMONT, Z.; LESSCHEN, J.P.; VELTHOF, G.L. Integrated assessment of promising measures to decrease nitrogen losses from agriculture in EU-27. **Agriculture Ecosystems and Environment**, v. 133, p. 280-288, 2009.

OENEMA, O.; CHARDON, W.J.; EHLERT, P.A.I.; DIJK, VAN K.C.; SCHOUMANS, O.F.; RULKENS, W.H. Phosphorus fertilizers from by-products and wastes In: Proceedings 717 of the INTERNATIONAL FERTILIZER SOCIETY, 717., 2012, Leek, UK. **Proceedings...** Leek, UK: International Fertilizer Society, 2012. p. 1-55.IFS.

ORGANISATION FOR ECONOMIC CO-OPERATION AND DEVELOPMENT.
(OECD). **Agriculture, trade and the environment: the pig sector**. Paris: OECD, 2003.
186p.

ORGANISATION FOR ECONOMIC CO-OPERATION AND DEVELOPMENT. (OECD).
Agriculture and the environment: lessons learned from a decade of OECD work. Paris:
OECD, 2004.p.35.

ORGANISATION FOR ECONOMIC CO-OPERATION AND DEVELOPMENT.
(OECD). **Agricultural Outlook of OECD work**. Paris: OECD, 2007.p.16.

ORGANISATION FOR ECONOMIC CO-OPERATION AND DEVELOPMENT.
(OECD). **Managing the environment: the role of economic instruments**. Paris: OECD,
2007.p.30.

OGBUEWU, I.P.; ODOEMENAM, V.U.; OMEDE, A.A.; DURUNNA, C.S.; EMENALOM,
O.O.; UCHEGBU, M.C.; OKOLI, I.C.; ILOEJE, M.U. Livestock waste and its impact on the
environment. **Scientific Journal of Review**, v.2, p. 17-32, 2012.

OLIVEIRA, R. A.; CAMPELO, P.L.G.; MATOS, A.T.; MARTINEZ, M.A.; CECON, P.R.
Influência da aplicação de águas residuárias de suinocultura na capacidade de infiltração de
um solo podzólico vermelho-amarelo. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e
Ambiental**, v. 4, n. 2, p. 263-267, 2000.

OLIVEIRA, P. A. V. Modelo matemático para estimar a evaporação d'água contida nos
dejetos, em sistemas criação de suínos sobre cama de maravalha e piso ripado, nas fases de
crescimento e terminação. **Journal of the Brazilian Society of Agricultural Engineering**, v.
23, n. 3, p. 398-626, 2003.

OLIVEIRA, C.F.; ROSA, M.J.; CAIXETA FILHO, J.V. Estimativa da oferta de fertilizantes
como carga de retorno no ambiente portuário brasileiro entre 2005 e 2009. **Informações
Econômicas**, v.40, n.9, p. 45-53,2010.

OLIVEIRA, P.A.V. Na medida certa. **XXI Ciência para vida**, Brasília, DF, n. 8, p. 27, 2014.

OLSON, R.A.; KURTZ, L.T. Crop nitrogen requirements, utilization, and fertilization. In:
STEVENSON, F. J.(Ed.). **Nitrogen in agricultural soils**. Madison: Soil Science of American,
1982. p.567-604.

ORGANIZAÇÃO DAS NAÇÕES UNIDAS PARA ALIMENTAÇÃO E AGRICULTURA.(FAO). **Pollution from industrialized livestock production**. 2005. Disponível em: <<http://ftp.fao.org/docrep/fao/010/a0261e/a0261e00.pdf>>. Acesso em: 28 maio 2013.

ORLANDO, U.A.D.; OLIVEIRA, R.F.O.; DONZELE, J.L.; FERREIRA, A.S.; SILVA, F.C.O.; GENEROSO, R.A.R.; VAZ, R.G.M.V.; SIQUEIRA, J.C. Níveis de proteína bruta e suplementação de aminoácidos em rações para leitoas mantidas em ambiente de conforto térmico dos 30 aos 60 kg. **Revista Brasileira de Zootecnia**, v.34, p.134-141, 2005.

PALHARES, J.C.P. **Licenciamento ambiental na suinocultura: o caso brasileiro e mundial**. Concórdia: Embrapa Suínos e Aves, 2008. 52p. (Documentos/Embrapa Suínos e Aves, 123).

PALHARES, J.C.P.; MIELE, M.; LIMA, G.J.M.M. de. Impacto de estratégias nutricionais no custo de armazenagem, transporte e distribuição de dejetos de suínos. In: I SIMPÓSIO INTERNACIONAL SOBRE GERENCIAMENTO DE RESÍDUOS DE ANIMAIS ORDENAMENTO TERRITORIAL DAS PRODUÇÕES ANIMAIS E POLÍTICAS PÚBLICAS RELACIONADAS AO GERENCIAMENTO DOS RESÍDUOS ANIMAIS, 1., 2009, Florianópolis, SC. **Anais...** 2009.

PALHARES, J.C.P.; GAVA, D.; MIELE, M.; LIMA, G.J.M.M. **Influência da estratégia nutricional sobre o consumo de água de suínos em crescimento e terminação e sobre o custo do uso dos dejetos como adubo**. 2010. Disponível em: <<http://pt.engormix.com/MA-suinocultura/nutricao/artigos/influencia-estrategia-nutricional-sobre-t239/141-p0.htm>>. Acesso em: 03 jun. 2013.

PANOU-FILOTHEU, H.; BOSABALIDIS, A.M.; KARATAGLIS, S. Effects of copper toxicity on leaves of oregano (*Origanum vulgare* subsp. *Hirtum*). **Annals of Botany**, v.88, n.2, p. 207-214, 2001.

PARANÁ. PNMA II. **Controle da contaminação ambiental decorrente da suinocultura no estado do Paraná**. 2001. Disponível em: <<http://www.pr.gov.br/meioambiente/iap>>. Acesso em: 30 jun. 2014.

PARANÁ. **Licenciamento ambiental**. 2014. Disponível em: <<http://www.pr.gov.br/meioambiente/legislacao.shtml>>. Acesso em: 30 jun. 2014.

PARSONS, C.M.; BAKER, D.H. The concept and use of ideal protein in the feeding of non-ruminants. In: SIMPÓSIO INTERNACIONAL DE PRODUÇÃO DE NÃORUMINANTES, 1994, Maringá. **Anais...** Maringá: Universidade Estadual de Maringá, 1994. p.119-128.

PEARCE, D. W.; TURNER, R. K. **Economics of natural resources and the environment**. New York: Harvester Wheatsheaf, 1990.p.378.

PELLETIER, B.A.; KENYON, D.E. **Poultry litter for corn exchange program for virginia. agricultural competitiveness**. Virginia: Department of Agricultural and Applied Economics, Virginia Tech. June, 2000.

PELLETIER, B. A.; JAMES, W. P.; KENYON, D.E. **Economic analysis of virginia poultry litter transportation**. Virginia:Virginia Agricultural Experiment Station Bulletin 01-1, Virginia Tech, 2001, p. 58.

PENA, S.M.; BARBOSA, F.F.; LOPES, D.C.; ROSTAGNO, H.S.; ALBINO, L.F.T.; SILVA, F.C.O. Efeito de estratégias nutricionais para redução de nutrientes poluidores nos dejetos sobre o desempenho e as características de carcaça de suínos. **Arquivo Brasileiro de Medicina Veterinária e Zootecnia**, v.65, n.1, p.231-240, 2013

PEREIRA, A. A. **Avicultura e meio ambiente**. 2009. Disponível em: <<http://aveworld.com.br/aveworld/noticias/post/avicultura-e-meioambiente7056>>. Acesso em: 20 maio 2013.

PEREIRA, A.R. Engenheiro da Empresa Maccan. Pirassununga: [s.n.], 2014.

PERDOMO, C.C. Controle do ambiente e produtividade de frangos de corte: a produção animal na visão dos brasileiros. In: REUNIÃO ANUAL DA SOCIEDADE BRASILEIRA DE ZOOTECNIA, 2001, Piracicaba. **Anais...**2001.

PÉREZ, I.; GARFÍ, M.; CADENA, E.; FERRER, I. Technical, economic and environmental assessment of household biogas digesters for rural communities. **Renewable Energy**, v. 62, p. 313-318, 2014.

PERRINGS, C. **Economy and environment**: a theoretical essay on the interdependence of economic and environmental systems. Cambridge: Cambridge University Press, 1987.p.85-102.

PIGOU, A.C. **Wealth and Welfare**. London: MacMillan, 1912.

PINIWEB®. **Índices e custos**. 2013. Disponível em: <<http://piniweb.pini.com.br/porta/Assuntos/indice-e-custos.aspx>>. Acesso em: 20 set. 2014.

RATHUNDE, P.H. **Viabilidade econômica da geração distribuída do biogás de dejetos animais no município de Cruz Machado**. 2009. 149p. Dissertação (Mestrado) - FAE – Centro Universitário Franciscano, Curitiba, 2009.

REBOUÇAS, A. C. Água doce no mundo e no Brasil. In: REBOUÇAS, A. C.; BRAGA, B.; TUNDISI, J. G. **Águas doces no Brasil**: capital ecológico, uso e conservação. São Paulo: Escrituras Editora, 2002. 1-37 p.

REFOSCO, D. **Utilização de resíduos da suinocultura para produção de energia através do biogás e fertilizantes orgânicos estudo de caso: granja Marmentini - Dois Vizinhos – PR**. 2011. 86p. Dissertação (Mestrado) - Instituto De Engenharia Do Paraná – IEP, Paraná, 2011.

RELANDEAU C.; VAN CAUWENBERGHE S.; LE TUTOUR L. **Prevenção da poluição por nitrogênio na criação de suínos através de estratégias nutricionais**. Informativo Técnico - 09. Ajinomoto Animal Nutrition, 2000. Disponível em: <<http://www.lisina.com.br>>. Acesso em: 02 abr. 2014.

REVVY, P. S.; JONDREVILLE, C.; DOURMAND, J.Y.; NYS, Y. Effect of zinc supplemented as either an organic or an inorganic source and of microbial phytase on zinc and other minerals utilization by weanling pigs. **Animal Feed Science and Technology**, v. 116, p. 93–11, 2004.

RIO GRANDE DO SUL. Licenciamento ambiental das atividades constantes de Sistemas de Integrados de Produção. Resolução CONSEMA n. 084, de 2004. **Diário Oficial do Rio Grande do Sul**, Rio Grande do Sul, 2004. Disponível em: <<http://www.al.rs.gov.br>>. Acesso em: 30 jul. 2013.

RIO GRANDE DO SUL. Fundação Estadual de Proteção Ambiental – FEPAM. **Termo de Compromisso Ambiental**. TCA. 2005. Disponível em: <<http://www.al.rs.gov.br>>. Acesso em: 30 jul. 2013.

RODRIGUES, P. B.; BRITO J.A.C.; SILVA, E.L.; NASCIMENTO, G.A.J. Manejo da dieta para reduzir o impacto ambiental da excreção de nutrientes na avicultura. In: SEMINÁRIO DE AVES E SUÍNOS – AVESUI, 7., 2007, Belo Horizonte. **Anais...** 2007.

RODRIGUES, R.; GAMEIRO, A.H.; SILVA, L.F.P.; ALVES, T.C. Viabilidade econômica de um sistema de produção de pecuária bovina sob alta lotação: uso na pesquisa e na pecuária comercial. **Revista Brasileira de Saúde e Produção Animal**, v.13, n.1, p. 244-257, 2012.

ROMEIRO, A.R. Economia ou economia política da sustentabilidade. In: MAY, P.H.; LUSTOSA, M.C.; VINHA, V. **Economia do meio ambiente: teoria e prática**. Rio de Janeiro: Editora Campus, 2003. 1-29 p.

ROSTAGNO, H.S.; ALBINO, L.F.T.; DONZELE, J.L.; GOMES, P.C.; OLIVEIRA, R.F. de; LOPES, D.C.; FERREIRA, A.S.; BARRETO, S.L. T. **Tabelas brasileiras para aves e suínos: composição de alimentos e exigências nutricionais**. 2.ed. Viçosa: UFV-DZO, 2005. 186 p.

RUTZ, F.; MURPHY, R. Minerais orgânicos para aves e suínos. In: CONGRESSO INTERNACIONAL SOBRE USO DA LEVEDURA NA ALIMENTAÇÃO ANIMAL, 2009, Campinas. **Anais...**, 2009. p.21-36.

SAMUELSON, P. A. The pure theory of public expenditure. **Review of Economics and Statistics**, v. 36, n. 4, p. 387-389, 1954.

SANGIORGI, F.; BALSARI, P. Gestioni territoriale dei liquami. **Supplemento a l'Informatore Agrario**, v.18, p.45-50, 1992.

SANTA CATARINA. PNMA II – **Projeto Suinocultura Santa Catarina**. 2013. Disponível em: <<http://www.cnpsa.embrapa.br/pnma/index2.html>>. Acesso em: 30 jun. 2013.

SANTA CATARINA. FATMA. **Licenciamento ambiental**. 2013. Disponível em: <<http://www.fatma.sc.gov.br/pesquisa/PesquisaDocumentos.asp>>. Acesso em: 30 jun. 2013.

SANTOS, T.T. Phytate: anti-nutrient for poultry and swine. **Feedstuffs**, v.84, p.1-3, 2012.

STATISTICAL ANALYSIS SYSTEM. (SAS). **User's Guide**. Version 9.2 edition. Cary: SAS Institute, Inc., 2008.

SCHERER, E. E.; CASTILHOS, E. G.; JUCKSCH, I.; NADAL, R. **Efeito da adubação com esterco de suínos, nitrogênio e fósforo em milho**. Florianópolis: Empasc, 1984. 26 p. (Boletim Técnico, 24).

SCHERER, E. E.; NADAL, R. de.; CASTILHOS, E.G de. **Utilização de esterco de aves e adubo fosfatado na cultura do milho**. Florianópolis: Empasc, 1986. 36p. (Boletim Técnico, 35).

SCHERER, E.E.; AITA, C.; BALDISSERA, I. T. **Avaliação da qualidade do esterco líquido de suínos na região oeste catarinense para fins de utilização como fertilizante.** Florianópolis: EPAGRI, 1996, 46 p. (Boletim Técnico, 79).

SCHERER, E.E.; BALDISSERA, I.T.; NESI, C.N. Propriedades químicas de um Latossolo Vermelho sob plantio direto e adubação com esterco de suínos. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v.31, p.123-131, 2007.

SCHERER, E.E.; NESI, C.N.; MASSOTTI, Z. Atributos químicos do solo influenciados por sucessivas aplicações de dejetos suínos em áreas agrícolas da Região Oeste Catarinense. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v.34, p.1375-1383, 2010.

SCHMIDT FILHO, E. **Influência da aplicação de dejetos suínos integrada a produção vegetal sobre o comportamento do fósforo em quatro solos do Paraná.** 2006.141 p. (Tese Doutorado) – Universidade Federal do Paraná, Curitiba. 2006.

SCHULTZ, G. **Boas práticas ambientais na suinocultura.** Porto Alegre: SEBRAE/RS, 2007. 44 p.

SCHULTEN, H.R.; SCHNITZER, M. The chemistry of soil organic nitrogen: a review. **Biology Fertility Soils**, v.26, p.1-15, 1998.

SECHINATO, A. S. **Efeito da suplementação dietética com micro minerais orgânicos na produção e qualidade de ovos de galinhas poedeiras.** 2003. 90p. Dissertação (Mestrado). Faculdade de Medicina Veterinária e Zootecnia, Universidade de São Paulo, São Paulo, 2003.

SECRETÁRIA DE ESTADO DO MEIO AMBIENTE.(SEMA). **Licenciamento Ambiental.** 2013. Disponível em: <<http://www.meioambiente.pr.gov.br/>>. Acesso em: 30 jun. 2013.

SEGANFREDO, M. A. Os dejetos suínos são um fertilizante ou um poluente do solo? **Cadernos de Ciência e Tecnologia**, v. 16, p. 129-141, 1999.

SEGANFREDO, M. A. **Análise dos riscos de poluição do ambiente, quando se usa dejetos de suínos como adubo do solo.** Concórdia: Embrapa Suínos e Aves, 2000. (Comunicado Técnico, 343).

SEGANFREDO, M. A. **Equação de dejetos.** 2005. Disponível em: <<http://www.bichoonline.com.br/artigos/embrapave0008.htm>>. Acesso em: 17 julh. 2014

SEIDEL, E.P.; JUNIOR, A.C.G.; VANIN, J.P.; STREY, L.; SCHWANTES, D.; NACKE, H. Aplicação de dejetos de suínos na cultura do milho cultivado em sistema de plantio direto. **Acta Scientiarum Technology Maringá**, v. 32, n. 2, p. 113-117, 2010.

SHARMA, H.D.; LEWIS, S.P. **Waste containment System, waste stabilization and landfills: design and evaluation**. New York:John Wiley & Sons, Inc., 1994.p.588.

SHINODA. C. **A Viabilidade de projetos de investimento em equipamentos com tecnologia avançada de manufatura**. 2008. 20p. Tese (Doutorado em Engenharia) - Escola Politécnica, Universidade de São Paulo, 2008.

SILVA, A.P. da. **Diagnóstico Sócio, Econômico e Ambiental - Aspectos sobre a sustentabilidade da Bacia Hidrográfica dos Fragosos – Concórdia SC**. 2000. 247p. Dissertação (Mestrado). Universidade Federal de Santa Catarina. Engenharia Ambiental/UFSC, 2000.

SILVA, H. O.; FIALHO, E.T.; LIMA, J.A.F.; SOUSA, R.V.; SCHOULTENS, N.A.; SILVA, L.S. Efeito da fitase sobre a excreção e teor de minerais nos ossos de suínos na fase de crescimento. **Agropecuária Técnica**, v.26, p.54– 59, 2005.

SOARES JUNIOR, P.R.; NOGUEIRA, J.M.; CORDEIRO NETTO, O.M. Mercados de água para irrigação: um caso de estudo no Distrito Federal do Brasil. In: Seminário Latino-Americano de Políticas Públicas em Recursos Hídricos, 2004, Brasília. **Anais...**2004.

SOMMER, S.G. Animal manure: from waste to raw materials and goods. In: SOMMER, S.G.; CHRISTENSEN, M.L.; SCHMIDT, T.; JENSEN, L.S. (Ed.). **Animal Manure Recycling**. [S.l.]: Jonh Wiley and Sons Ltda, 2013. Cap 1, p. 1-4.

SOMMER, S.G.; OENEMA, O.; MATSUNAKA, T.; JENSEN, L.S. Regulations on animal manure management. In: SOMMER, S.G.; CHRISTENSEN, M.L.; SCHMIDT, T.; JENSEN, L.S. (Ed). **Animal manure recycling**. Jonh Wiley and Sons Ltda, 2013. Cap 3, 25-39 p.

STAMPE, M. Z. ; MEIRELLES, F. S. C.; PORTO JÚNIOR, S. S.. O valor da água para irrigação na bacia do rio Gravataí. In: XX Simpósio Brasileiro de Recursos Hídricos, 2013, Bento Gonçalves.**Anais...**2013.

TAKITANE, I.C. **Produção de dejetos e caracterização de possibilidades de aproveitamento em sistemas de produção de suínos com alta tecnologia no estado de São Paulo**. 2001. 137 f. Tese (Doutorado) – Universidade Estadual Paulista, São Paulo, 2001.

TAKITANE, I.C.; LUCAS JUNIOR, J. Produção de dejetos em sistemas de produção de suínos com alta tecnologia no Estado de São Paulo: potencial de aproveitamento como adubo orgânico. **Energia na Agricultura**, Botucatu-SP, v. 17, n.1, p. 22-31, 2002.

TAMMINGA, S. Pollution due to nutrient losses and its control in European animal production, **Livestock Production Science**, v.84, p. 101–111, 2003.

TRENTIN, E. E.; BASSO, C. J. ; CERETTA, C. A. Acúmulo de potássio, cálcio, magnésio e produção de matéria seca do milho com aplicação de esterco líquido de suínos. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 7, n. 13, p.145-153, 2002.

TOOR, G.S.; CONDRON, L.M.; DI, H.J.; CAMERON, K.C. Seasonal fluctuations in phosphorus loss by leaching from a grassland soil. **Soil Science Society of American Journal**. v. 68, p. 1429-1436, 2004.

USDA/USEPA. **Unified National Strategy for Animal Feeding Operations**. 1999. Disponível em: <<http://www.epa.gov/npdes/pubs/finafost.pdf>>. Acesso em: 20 maio 2013.

VANEECKHAUTE, C.; MEERS, E.; MICHELS, E.; CHRISTIAENS, P.; TACK, F.M.G. Fate of macronutrients in water treatment of digestate using vibrating reversed osmosis. **Water Air Soil Pollution**, v.4, p. 1593-1603, 2012.

VANEECKHAUTE, C.; MEERS, E.; MICHELS, E.; BUYSSE, J.; TACK, F.M.G. Ecological and economic benefits of the application of bio-based mineral fertilizers in modern agriculture. **Biomass and Bioenergy**, v. 49, p. 239-248, 2013.

VARIAN, H. **Microeconomia**: princípios básicos - uma abordagem moderna. 6.ed. Rio de Janeiro: Campus Elsevier, 2003.

VATS, P.; BANERJEE, U. C. Production studies and catalytic properties of phytase (myo-inositolhexakisphosphate phosphohydrolases): an overview. **Enzyme and Microbial Technology**, v.35, n.1, p.3-14, 2004.

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.

VIDAL, M.P.; AFERRI, G.; PEREIRA, A.S.C.; GAMEIRO, A.H. Modelo matemático para análise econômica de dietas: uma aplicação na avaliação dos diferentes cereais utilizados na alimentação de cordeiros em confinamento. **Boletim de Indústria Animal**, v. 71, p. 273-283, 2014.

VIVIAN, M.; KUNZ, A.; STOLBERG, J.; PERDOMO, C.; TECHIO, V.H. Eficiência da interação biodigestor e lagoas de estabilização na remoção de poluentes em dejetos suínos. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, v.14, n.3, p.320-325, 2010.

WALKER, E.; LEANDRO, G.V.; ROBINSON FIGUEIREDO DE CAMARGO, R. F. Viabilidade econômica da implantação de biodigestores em propriedades rurais. **Revista Científica da AJES**, v. 1, n.1, p. 43-50, 2010.

ZANGERONIMO, M.G.; FIALHO, E.T.; MURGAN, L.D.S. Desempenho e excreção de nitrogênio de leitões dos 9 aos 25 kg alimentados com dietas com diferentes níveis de lisina digestível e proteína bruta. **Revista Brasileira de Zootecnia**, v.36, n.5, p.1382-1387, 2007.

ZANIN, A.; BAGATINI, F. M.; PESSATTO, C. B. Viabilidade econômico-financeira de implantação de biodigestor: uma alternativa para reduzir os impactos ambientais causados pela suinocultura. **Custos e Agronegócio**, v. 6, n. 1, p. 121 -139, 2010.

YAGÜE, M.R.; IGUÁCEL, F.; ORÚS, F.; QUÍLEZ, D. Evaluación de costes de equipos de aplicación de purín. In: CONGRESO ESPAÑOL DE GESTIÓN INTEGRAL DE DEYECCIONES GANADERAS, 1., 2008, Barcelona. **Anais...** 2008.

YANAI, J.; LINEHAN, D.J.; ROBINSON, D.; YOUNG, I.M.; HACKETT, C.A.; KYUMA, K. ; KOSAKI, T. Effects of inorganic nitrogen application on the dynamics of the soil solution composition in the root zone of maize. **Plant Soil**, v. 180, p. 1-9, 1996.

YOUNG, A. R. **Measuring economics benefits for water investments and policies**. Washington: World Bank, 1996. (World Bank Technical Paper, 338).

ANEXOS

As composições em nutrientes das dietas são apresentadas nos anexos A, B, C e D.

ANEXO A – Composição percentual das dietas experimentais na fase de Crescimento I

(continua)

Ingredientes	Crescimento I				
	T1	T2	T3	T4	T5
Milho	67,04	82,67	67,95	67,04	82,68
Farelo de soja	28,57	13,9	28,51	28,57	13,9
Óleo de soja	1,937	0,001	1,629	1,937	-
Calcário	0,605	0,65	0,694	0,605	0,738
Fosfato bicálcico	1,211	1,312	0,586	1,211	0,691
L - Metionina	0,016	0,146	0,014	0,016	0,146
L-Lisina	-	0,474	-	-	0,474
L-Treonina	-	0,167	-	-	0,167
L - Triptofano	-	0,045	-	-	0,045
Sal	0,407	0,407	0,407	0,407	0,407
Premix vitamínico	0,075	0,075	0,075	0,075	0,075
Prem. min. inorg	0,08	0,08	0,08	-	-
Prem. min. Inorg+org	-	-	-	0,08	0,08
Colina 70%	0,014	0,029	0,014	0,014	0,029
BHT	0,01	0,01	0,01	0,01	0,01
Promotor de cresc.	0,02	0,02	0,02	0,02	0,02
Fitase	-	-	0,01	-	0,01
Caulin	0,01	0,01	-	0,01	0,532
Total	100	100	100	100	100
Valores Calculados, %					
PB	19,92	15,08	19,98	19,92	15,08
EM, kcal/kg	3330	3251	3333	3330	3251
EL, kcal/kg	2500	2500	2500	2500	2500
Fibra bruta	2,38	2,024	2,393	2,38	2,024
Colina	0,03	0,03	0,03	0,03	0,03
Ca	0,631	0,631	0,631	0,631	0,631
P total	0,565	0,525	0,454	0,565	0,413
P disponível	0,332	0,332	0,332	0,332	0,332
Sódio	0,18	0,18	0,18	0,18	0,18
Met	0,31	0,372	0,309	0,31	0,372
Met dig	0,282	0,349	0,282	0,282	0,349
Met+Cis	0,605	0,591	0,605	0,605	0,591
Met+Cis dig	0,537	0,537	0,537	0,537	0,537
Lisina	1,006	0,974	1,006	1,006	0,974
Lisina dig	0,895	0,895	0,895	0,895	0,895

	(conclusão)				
Total	100	100	100	100	100
Arginina	1,303	0,849	1,304	1,303	0,849
Arginina dig	1,222	0,79	1,223	1,222	0,79
Isoleucina	0,844	0,576	0,846	0,844	0,576
Isoleucina dig	0,745	0,503	0,746	0,745	0,503
Treonina	0,725	0,657	0,726	0,725	0,657
Treonina dig	0,623	0,582	0,624	0,623	0,582
Triptofano	0,225	0,179	0,225	0,225	0,179
Triptofano	0,198	0,161	0,198	0,198	0,161
Fenilalanina	0,994	0,699	0,996	0,994	0,699
Glicina + Serina	1,736	1,2	1,74	1,736	1,2
Leucina	1,769	1,381	1,776	1,769	1,381
Valina	0,907	0,652	0,91	0,907	0,652
Ác. Linoléico	2,457	1,604	2,308	2,457	1,603

ANEXO B– Composição percentual das dietas experimentais na fase de Crescimento II

(continua)

Ingredientes	Crescimento II				
	T1	T2	T3	T4	T5
Milho	69,31	83,54	69,31	69,31	83,54
Farelo de soja	25,99	11,39	25,99	25,99	11,39
Óleo de soja	1,985	0,529	1,985	1,985	0,529
Calcário	0,571	0,613	0,658	0,571	0,7
Fosfato bicálcico	0,953	1,06	0,333	0,953	0,439
L - Metionina	-	0,133	-	-	0,133
L-Lisina	-	0,474	-	-	0,474
L-Treonina	-	0,163	-	-	0,163
L -Triptofano	-	0,048	-	-	0,048
Sal	0,382	0,382	0,382	0,382	0,382
Premix vitamínico	0,075	0,075	0,075	0,075	0,075
Prem. min. inorg	0,08	0,08	0,08	-	-
Prem. min. Inorg+org	-	-	-	0,08	0,08
Colina 70%	0,017	0,032	0,017	0,017	0,032
BHT	0,01	0,01	0,01	0,01	0,01
Promotor de cresc.	0,02	0,02	0,02	0,02	0,02
Fitase	-	-	0,01	-	0,01
Caulin	0,612	1,453	1,136	0,612	1,976
Total	100	100	100	100	100
Valores Calculados, %					
PB	18,9	13,96	18,9	18,9	13,96
EM, kcal/kg	3325	3242	3325	3325	3242
EL, kcal/kg	2510	2510	2510	2510	2510
Fibra bruta	2,309	1,932	2,309	2,309	1,932
Colina	0,03	0,03	0,03	0,03	0,03
Ca	0,551	0,551	0,551	0,551	0,442
P total	0,507	0,466	0,395	0,507	0,354
P disponível	0,282	0,282	0,282	0,282	0,17
Sódio	0,17	0,17	0,17	0,17	0,17
Met	0,282	0,345	0,282	0,282	0,345
Met dig	0,255	0,323	0,255	0,255	0,323
Met+Cis	0,562	0,548	0,562	0,562	0,548
Met+Cis dig	0,497	0,497	0,497	0,497	0,497
Lisina	0,934	0,902	0,934	0,934	0,902
Lisina dig	0,829	0,829	0,829	0,829	0,829
Arginina	1,221	0,764	1,221	1,221	0,764
Arginina dig	1,144	0,709	1,144	1,144	0,709
Isoleucina	0,795	0,524	0,795	0,795	0,524
Isoleucina dig	0,701	0,456	0,701	0,701	0,456
Treonina	0,683	0,608	0,683	0,683	0,608
Treonina dig	0,586	0,539	0,586	0,586	0,539

	(conclusão)				
Total	100	100	100	100	100
Triptofano	0,209	0,165	0,209	0,209	0,165
Triptofano	0,184	0,149	0,184	0,184	0,149
Fenilalanina	0,94	0,641	0,94	0,94	0,641
Glicina + Serina	1,638	1,095	1,638	1,638	1,095
Leucina	1,695	1,296	1,695	1,695	1,296
Valina	0,86	0,6	0,86	0,86	0,6
Ác. Linoléico	2,508	1,888	2,508	2,508	1,888

ANEXO C– Composição percentual das dietas experimentais na fase de Terminação I

(continua)

Ingredientes	Terminação I				
	T1	T2	T3	T4	T5
Milho	76,779	80,585	77,666	76,779	81,588
Farelo de soja	19,956	16,442	19,897	19,956	16,295
Óleo de soja	1,381	0,933	1,079	1,381	0,595
Calcário	0,538	0,549	0,627	0,538	0,644
Fosfato bicálcico	0,802	0,826	0,178	0,802	0,202
L - Metionina	-	0,004	-	-	0,003
L-Lisina	-	0,113	-	-	0,116
L-Treonina	-	-	-	-	-
L -Tryptofano	-	-	-	-	-
Sal	0,356	0,356	0,356	0,356	0,356
Premix vitamínico	0,075	0,075	0,075	0,075	0,075
Prem. min. inorg	0,05	0,05	0,05	-	-
Prem. min. Inorg+org	-	-	-	0,05	0,05
Colina 70%	0,023	0,026	0,023	0,023	0,027
BHT	0,01	0,01	0,01	0,01	0,01
Promotor de cresc.	0,02	0,02	0,02	0,02	0,02
Fitase	-	-	0,01	-	0,01
Caulin	0,01	0,01	0,01	0,01	0,01
Total	100	100	100	100	100
Valores Calculados, %					
PB	16,737	15,527	16,792	16,737	15,558
EM, kcal/kg	3328	3309	3331	3328	3311
EL, kcal/kg	2540	2540	2540	2540	2540
Fibra bruta	2,18	2,096	2,193	2,18	2,108
Colina	0,03	0,03	0,03	0,03	0,03
Ca	0,484	0,484	0,484	0,484	0,484
P total	0,459	0,449	0,348	0,459	0,338
P disponível	0,248	0,248	0,248	0,248	0,248
Sódio	0,16	0,16	0,16	0,16	0,16
Met	0,256	0,245	0,257	0,256	0,245
Met dig	0,231	0,221	0,232	0,231	0,22
Met+Cis	0,507	0,478	0,509	0,507	0,478
Met+Cis dig	0,447	0,421	0,449	0,447	0,421
Lisina	0,771	0,764	0,772	0,771	0,764
Lisina dig	0,679	0,679	0,679	0,679	0,679
Arginina	1,039	0,93	1,04	1,039	0,93

					(conclusão)
Total	100	100	100	100	100
Arginina dig	0,97	0,867	0,971	0,97	0,866
Isoleucina	0,688	0,624	0,69	0,688	0,625
Isoleucina dig	0,604	0,546	0,606	0,604	0,546
Treonina	0,59	0,535	0,592	0,59	0,535
Treonina dig	0,504	0,455	0,505	0,504	0,455
Triptofano	0,172	0,151	0,172	0,172	0,15
Triptofano	0,15	0,131	0,15	0,15	0,13
Fenilalanina	0,823	0,753	0,825	0,823	0,754
Glicina + Serina	1,425	1,297	1,429	1,425	1,298
Leucina	1,547	1,455	1,554	1,547	1,46
Valina	0,76	0,699	0,762	0,76	0,7
Ác. Linoléico	2,28	2,085	2,133	2,28	1,921

ANEXO D– Composição percentual das dietas experimentais na fase de Terminação II

(continua)

Ingredientes	Terminação II				
	T1	T2	T3	T4	T5
Milho	81,432	85,922	82,319	81,432	87,026
Farelo de soja	15,219	11,074	15,16	15,219	10,832
Óleo de soja	1,499	0,97	1,197	1,499	0,619
Calcário	0,482	0,495	0,571	0,482	0,59
Fosfato bicálcico	0,82	0,848	0,196	0,82	0,225
L - Metionina	-	-	-	-	-
L-Lisina	-	0,134	-	-	0,139
L-Treonina	-	-	-	-	-
L -Tryptofano	-	0,005	-	-	0,006
Sal	0,356	0,356	0,356	0,356	0,356
Premix vitamínico	0,075	0,075	0,075	0,075	0,075
Prem. min. inorg	0,05	0,05	0,05	-	-
Prem. min. Inorg+org	-	-	-	0,05	0,05
Colina 70%	0,028	0,032	0,028	0,028	0,032
BHT	0,01	0,01	0,01	0,01	0,01
Promotor de cresc.	0,02	0,02	0,02	0,02	0,02
Fitase	-	-	0,01	-	0,01
Caulin	0,01	0,01	0,01	0,01	0,01
Total	100	100	100	100	100
Valores Calculados, %					
PB	14,926	13,5	14,982	14,926	13,5
EM, kcal/kg	3339	3317	3342	3339	3319
EL, kcal/kg	2575	2575	2575	2575	2575
Fibra bruta	2,059	1,959	2,071	2,059	1,969
Colina	0,03	0,03	0,03	0,03	0,03
Ca	0,453	0,453	0,344	0,453	0,344
P total	0,442	0,431	0,331	0,442	0,32
P disponível	0,245	0,245	0,133	0,245	0,133
Sódio	0,16	0,16	0,16	0,16	0,16
Met	0,234	0,215	0,235	0,234	0,216
Met dig	0,21	0,193	0,211	0,21	0,193
Met+Cis	0,46	0,42	0,462	0,46	0,421
Met+Cis dig	0,405	0,368	0,407	0,405	0,369
Lisina	0,641	0,631	0,641	0,641	0,632
Lisina dig	0,559	0,559	0,559	0,559	0,559
Arginina	0,89	0,762	0,892	0,89	0,759
Arginina dig	0,829	0,707	0,83	0,829	0,704
Isoleucina	0,601	0,525	0,602	0,601	0,524
Isoleucina dig	0,525	0,457	0,526	0,525	0,455

	(conclusão)				
Total	100	100	100	100	100
Treonina	0,514	0,449	0,516	0,514	0,448
Treonina dig	0,437	0,379	0,438	0,437	0,378
Triptofano	0,143	0,122	0,143	0,143	0,122
Triptofano	0,124	0,106	0,124	0,124	0,106
Fenilalanina	0,726	0,643	0,728	0,726	0,642
Glicina + Serina	1,249	1,098	1,253	1,249	1,096
Leucina	1,418	1,309	1,425	1,418	1,312
Valina	0,675	0,603	0,678	0,675	0,603
Ác. Linoléico	2,397	2,167	2,25	2,397	1,998